

Kiertoa sulkemassa: Typen ja fosforin virrat Suomen merialueiden kalankasvatuksessa

Eero Asmala
Ympäristönsuojelutieteen pro gradu –työ
Helsingin yliopisto
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Maaliskuu 2008

HELSINGIN YLIOPISTO

Tiedekunta/Osasto Biotieteellinen tiedekunta		Laitos Bio- ja ympäristötieteiden laitos	
Tekijä Eero Asmala			
Työn nimi Kiertoa sulkemassa: Typen ja fosforin virrat Suomen merialueiden kalankasvatuksessa			
Oppiaine Ympäristönsuojelutiede			
Työn laji Pro gradu –työ		Aika Maaliskuu 2008	Sivumäärä 48
<p> Tiivistelmä Rehevöityminen on Itämeren näkyvin ympäristöongelma. Itämereen päätyvät typpi- ja fosforivirrat lisäävät perustuotantoa, jonka seurauksena lajisto yksipuolistuu ja pohjalle vajoavan biomassan määrä kasvaa. Pohjan hajotustoiminta kuluttaa laajoilla alueilla vedestä kaiken käytössä olevan hapen, jonka seurauksena vain anaerobinen eliöstö pystyy näillä alueilla selviytymään. </p> <p> Kalan merkitys ihmisravintona kasvaa jatkuvasti. Muun eläintuotannon eettiset kysymykset ja kalaruoan terveellisyys ovat etenkin länsimaissa nostaneet kalan suosiota muiden eläintuotteiden kustannuksella. Yhä suurempi osa kulutetusta kalasta on kasvatettua, myös Suomessa. Kalankasvatuksen kuormitus Suomessa on pienentynyt viimeisen 15 vuoden ajan, pääasiassa rehujen kehityksen myötä. Kalankasvatuksesta aiheutuu kuitenkin edelleen paikallisesti merkittäviä rehevöittäviä ravinnepäästöjä, tuotannon tehokkuudesta huolimatta. </p> <p> Teolliseen ekologiaan sisältyvän teollisen metabolian periaatteiden mukaan teollisten prosessien ainevirtoja tulisi sulkea. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin ainevirta-analyysin avulla Suomen merialueiden kalankasvatusjärjestelmän keskimääräisiä vuotuisia typpi- ja fosforivirtoja vuosien 2004-2006 tuotantotietojen perusteella. Kalankasvatusjärjestelmään tulee typpeä 849 t ja fosforia 118 t kalojen rehusta. Ravinteet sitoutuvat kasvatettavaan kalaan tai kulkeutuvat ympäröivään vesistöön. Kaksi kolmasosaa kalankasvatusjärjestelmän ravinnepäästöistä päättyy kasvatusaltaasta suoraan veteen, kolmasosan sitoutuessa kasvuun. ImPACT-analyysillä todettiin vuosien 1980-2006 välillä kulutustottumusten ja teknologian vaikuttaneen merkittävästi kalankasvatuksen typen ja fosforin aiheuttamaan vesistökuormitukseen, sen sijaan väestön ja varallisuuden muutoksilla ei ollut merkitystä. </p> <p> Tutkimuksessa tarkasteltiin myös mahdollisia muutoksia ravinnevirroissa, jos rehun sisältämä Itämeren valuma-alueen ulkopuolelta peräisin olevasta kalasta tehty kalajauho korvattaisiin Itämeren kalasta tehdyllä kalajauholla. Menetelmällä saavutettaisiin huomattavat vähennykset Itämeren altaaseen päätyvissä ravinnevirroissa: typen osalta vähennys olisi 420 t, fosforin osalta nettokuormitus muuttuisi negatiiviseksi, -10 t. Ravinteet konsentroituisivat intensiivisen kasvatuksen alueille, mutta kyseessä on kustannustehokas keino Suomessa Itämereen kohdistuvan ravinnekuormituksen pienentämiseksi. </p>			
Avainsanat typpi, fosfori, kalankasvatus, ainevirta-analyysi, ImPACT-analyysi			
Säilytyspaikka Bio- ja ympäristötieteiden laitos, ympäristötieteet; Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja			

1. JOHDANTO	1
1.1 Ravinnevirroista	1
1.1.1 Ravinteet Itämeressä.....	1
1.1.2 Typpi	3
1.1.3 Fosfori.....	4
1.2. Kala ja kalankasvatus.....	5
1.2.1 Kala ravintona.....	5
1.2.2 Kalankasvatus maailmalla	6
1.2.3 Kalankasvatus Suomessa.....	8
1.2.4 Kalankasvatuksen prosessista.....	11
1.2.5 Kalankasvatuksen kuormitus.....	12
1.2.6 Itämeren kalan käytön potentiaali.....	16
1.3 Teollinen ekologia teoreettisena viitekehyksenä	17
1.3.1 Yleistä teollisesta ekologiasta.....	17
1.3.2 Teollinen metabolia ja ainevirta-analyysi.....	18
1.4 Tutkimuskysymykset	21
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	22
2.1 Aineisto	22
2.1.1 Rehun ja kalanlihan typpi- ja fosforisisältö.....	22
2.1.2 Tilastot tuotantomääristä ja kulutuksesta.....	23
2.2 Menetelmät.....	24
2.2.1 Ainevirta-analyysi.....	24
2.2.2 ImPACT-analyysi.....	25
3. TULOKSET	27
3.1 Ainevirta-analyysin tulokset	27
3.1.1 Typen ja fosforin virrat ja varastot 2004-2006.....	27
3.1.2 Itämeren kalan käytön mahdollinen vaikutus ravinnekiertoon.....	29
3.2 Typpi- ja fosforivirtojen ImPACT-analyysi	30

4. TULOSTEN TARKASTELU	32
4.1 Typpi- ja fosforivirrat 2004-2006	32
4.2 Itämeren kalan käytön mahdollinen vaikutus ravinnevirtoihin .	34
4.3 Kalankasvatuksen typpi- ja fosforikuormitukseen vaikuttaneet tekijät 1980-2006	37
4.4 Epävarmuustekijöitä	38
4.4.1 Menetelmät	38
4.4.2 Tilastot	39
4.4.3 Rehu ja kalatuotteet	40
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	41
LÄHTEET	43
LIITE 1. Kartta Itämeren valuma-alueesta	
LIITE 2. Merialueen ammattikalastuksen saalis 1991–2006	

1. JOHDANTO

1.1 Ravinnevirroista

1.1.1 Ravinteet Itämeressä

Itämeren ympäristöriskit – kuten ympäristömyrkyt, tulokaslajit ja lisääntyneet öljynkuljetukset – ovat herättäneet viime aikoina vilkasta keskustelua ja kirvoittaneet huolestuneita kannanottoja Itämeren tilasta. Kuitenkin suurimpana yksittäisenä Itämeren ongelmana pidetään yleisesti rehevöitymistä (mm. Elmgren 2001, Rönnerberg ja Bonsdorff 2004), joka ilmiönä on tavallinen kaikkialla maailmassa missä ihmisasutusta on vesistöjen äärellä. Laajallekin yleisölle näkyväksi ongelmaksi ovat muodostuneet jokakesäiset sinileväkukinnot, pintavedessä ilmenevät laajat neliökilometrien laajuiset rihmamaisten sinilevien muodostamat lautat. Rehevöitymisellä tarkoitetaan yksinkertaisimmillaan ravinteiden määrän kasvusta johtuvaa perustuotannon kasvua. Rehevöityminen muuttaa myös eliöjakaumaa yksinkertaistaen sitä, ja vaikeuttaen eliöiden kykyä mukautua kohonneisiin ravinneoloihin. (Wetzel 2001.) Itämeri on valtameriin verrattuna herkkä rehevöitymisen vaikutuksille, koska Itämeren allas on matala, vesi vaihtuu hitaasti ja vesi on voimakkaasti kerrostunutta (Pitkänen 2004). Tämä suolaisuuskerrostuneisuus vähentää merkittävästi hapekkaan pintaveden sekoittumista vähähappisiin pohjavesiin. Äärimmillään tämä kerrostuneisuus voi johtaa hapen loppumiseen vesipatsaan pohjakerroksissa, ja esimerkiksi vuonna 2002 täysin hapettomia pohja-alueita oli Itämeressä noin 100 000 km² (Bonsdorff ym. 2002).

Itämeri on monessa suhteessa erityislaatuinen vesialue. Se on yksi harvoista pysyvästi murtovetisistä altaista, toiseksi suurin maailmassa Mustanmeren jälkeen. Itämerelle antaa erityisluonteensa myös talvinen jääpeite, joka voi ulottua koko altaan alalle Tanskan salmiin asti. Jääkauden päättymisen ja sitä seurannut jäätiköiden vetäytyminen tapahtui vasta noin 9 000 vuotta sitten, joka vaikuttaa edelleen rantaviivojamme muuttavana maankohoamisilmiönä. Itämeri on siis nuori meri, joka osaltaan selittää lajiston harvalukuisuutta sekä valtameriin että makeisiin vesiin verrattuna. Itämeri voidaan jaotella merialueisiin monella eri tavalla, mutta yleensä jako tehdään kynnysten ja rannikon muotojen perusteella neljään pääaltaaseen: Varsinaiseen Itämereen, Riianlahteen, Suomenlahteen ja Pohjanlahteen (Myrberg ym. 2006). Itämeren valuma-alue (Liite 1.) on kooltaan 1 720 270 km², joka sijoittuu 14 valtion alueelle (Ruotsi, Venäjä, Puola, Suomi, Valko-Venäjä, Liettua, Latvia, Viro, Tanska, Saksa, Ukraina, Norja, Tšekki ja Slovakia), joten Itämeren ravinnekuormitusta ja muita ympäristövaikutuksia on yhtäältä aiheuttamassa ja toisaalta kohtaamassa suuri joukko toimijoita. Suomen maa-alueelta valumavedet kulkeutuvat ensin joko Suomenlahteen tai Pohjanlahteen, ja sieltä virtausolojen mukaisesti muualle Itämereen. Itämeren virtausolot vaikuttavat muun muassa ravinteiden kulkeutumiseen, ja hydrografian tuntemus onkin tärkeää rehevöitymistä tutkittaessa. Itämeren alueella vallitsee keskimäärin vastapäiväinen kiertoliike, joka Suomen rannikolla tarkoittaa päävirtaussuunnan olevan Suomenlahdella idästä länteen ja Pohjanlahdella etelästä pohjoiseen (Myrberg ym. 2006). Merialueidemme mataluuden vuoksi suuri osa sekä orgaanisiin että epäorgaanisiin hiukkasiin sitoutuneista ravinteista vajoaa suhteellisen nopeasti pohjalle, jossa tapahtuu tehokasta orgaanisten ravinteiden mineralisaatiota (Lehtoranta 2003).

Itämeren suojelukysymyksiin havahduttiin 1970-luvulla esiin tulleiden rehevöitymisongelmien seurauksena, ja Itämeren silloiset seitsemän rantavaltiota perustivat HELCOM-ympäristöyhteistyöorganisaation. HELCOM on nimenomaan

saastumisen ja rehevöitymisen kaltaisiin päästöjen aiheuttamiin ympäristöongelmiin keskittynyt organisaatio. Vuoden 2007 lopussa HELCOM sai kaksi vuotta kestäneen työnsä päätökseen, ja tuloksena syntyi *Baltic Sea Action Plan* (HELCOM 2007). Tämän toimintasuunnitelman päämääränä on "pysäyttää Itämeren [rehevöitymisen aiheuttama] lisääntyvä tuhoaminen ja estää peruuttamaton katastrofi". Toimintasuunnitelmassa jäsenvaltiot sitoutuivat valtiokohtaisiin typen ja fosforin päästövähennyksiin, jotka koko Itämeren osalta ovat 18% ja 42% vastaavasti. Suurimmat vähennyspaineet kohdistuvat Varsinaiseen Itämereen, ja erityisesti Puolan osalle, jolle vähennettävää sovittiin 62 400 tonnia typpeä ja 8 760 tonnia fosforia. Suomen koko vähennysmäärä – 1 200 tonnia typpeä ja 150 tonnia fosforia – kohdistui Suomenlahden valuma-alueeseen, Selkä- ja Perämerelle ei vähennyskiintiöitä tullut. Saaristomeri, jossa valtaosa kalankasvatuksesta tapahtuu, sisällytettiin Suomenlahden vesialueeseen ja näin ollen päästövähennystavoitteiden piiriin. Suunniteltujen kansainvälisten päästövähennyksien takarajaksi sovittiin 2016, ja tähtäimessä on "ekologisesti hyvä" ympäristön tila vuonna 2021.

Nausch ym. (1999) arvioivat koko Itämeren valuma-alueen ravinnepäästöiksi 1 000 000 tonnia typpeä ja 46 000 tonnia fosforia vuosittain. Tässä luvussa ei ole mukana autoktoninen kuormitus eli altaan sisäiset ravinnevirrat. Ravinnekuormitus on osittain luonnollista huuhtoumaa maaperästä, mutta suurin osa on kuitenkin peräisin antropogeenisistä lähteistä. Suomessa suurimmat Itämeren kuormittajat ovat maatalous sekä yhdyskunnat, joiden päästöt vastaavat noin kahdesta kolmasosasta Suomen Itämereen päätyvästä typpi- ja fosforikuormasta (MTT 2007). Moisander ym. (2003) havaitsivat tutkimuksissaan fosforin olevan pääsääntöisesti minimitekijä Suomen rannikon läheisillä vesialueilla, kun taas ulommaksi avomerelle siirryttäessä perustuotantoa rajoitti typen määrä. Tietyn vesialueen ravinneolosuhteet täytyy tuntea, jotta kuormitusta voidaan vähentää tehokkaasti. Merialueitamme koskeva tieto ravinneolosuhteista on kuitenkin edelleen melko hajanaista (Tamminen ja Andersen 2007).

Ekosysteemien perustuotantoa rajoittaa monet eri tekijät; esimerkiksi valo, lämpötila, ravinteiden saatavuus jne. Ravinnerajoitteisuutta kuvaa Liebigin laki, jonka mukaan perustuotantoa rajoittaa niukimman ravinteen määrä. Sen mukaan perustuotannon kasvu esimerkiksi typpirajoitteisessa ympäristössä ei onnistu kuin typpeä lisäämällä. Dugdale (1967) toisaalta korostaa vesiekosysteemien planktonisen perustuotannon dynaamisuutta käsitellessään ravinnerajoitteisuuden teoriaa. Jos ravinneolot muuttuvat, lajien jakauma yhteisötasolla voi muuttua nopeasti. Tämän mahdollistaa eri lajien erilaiset ravinneoptimit, eli kyky hyödyntää erilaisia ravinnesuhteita (esim. N:P). Akvaattisten ravintoverkkojen ravinnevirtoja tarkasteltaessa hyödynnetään yleisesti Redfieldin vakiota, joka ilmaisee perustuottajien hiili-typpi-fosfori –suhteen (106:16:1 vastaavasti). Redfieldin vakio vaihtelee huomattavan vähän, vaihteluväli on yleensä <20% (Wetzel 2001). Ravinnerajoitteisuutta voidaan lähestyä spatiaalis-temporaalisesti kapealla tarkastelutasolla, kuten planktonista perustuotantoa eufoottisessa pintakerroksessa tarkastelemalla, tai hyvinkin laajalla kuten terrestristen valuma-alueiden biogeokemiallista kiertoa tarkastelemalla. Tammisen ja Andersenin (2007) mukaan ravinnerajoitteisuutta tietyssä akvaattisessa systeemissä tutkittaessa huomion tulee kuitenkin kiinnittyä varsinaiseen toiminnan keskipisteeseen, *in situ* planktoniseen perustuotantoon. Typen ja fosforin keskeinen asema eliöiden aineenvaihdunnassa sekä laajamittainen käyttö lannoitteissa, rehuissa, elintarvikkeissa ym. tekevät kyseisten alkuaineiden virtojen tarkastelun erittäin tärkeäksi globaalina ympäristökysymyksenä (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

1.1.2 Typpi

Maapallon – erityisesti ilmakehän – typpivarannot ovat massiiviset (78% ilmakehän tilavuudesta), mutta kokonaistypestä vain noin 2% on eliöille käyttökelpoisessa muodossa (Galloway 1998). Ilmakehän kaasumainen typpi, N_2 , on vain harvojen tyyppiä sitovien eliöiden hyödynnettävissä. Kaksi luonnollista prosessia muuttaa tyyppiä N_2 -muodosta biologisesti käyttökelpoiseen muotoon: salamointi ja biologinen typensidonta. Salamoinnin arvioidaan muuntavan vuodessa <10 Tg (miljoonaa tonnia) ja biologisen typensidonnan 120-440 Tg tyyppiä (Vitousek ym. 1997). Näin voidaan todeta biologisen typensidonnan osuuden olevan yli 90 % luonnollisesta typensidonnasta. Ihmisen aiheuttamat muutokset maapallon typpivarannoissa ja –virroissa kohdistuvat juuri ilmakehän N_2 -typen sidontaan ja saattamiseen eliöille käyttökelpoiseen muotoon. Vitousek ym. (1997) arvioivat ihmistoiminnan kaksinkertaistavan ilmakehästä biologisesti käyttökelpoiseen muotoon siirtyvän typen määrän luonnolliseen typensidontaan verrattuna. Ihmistoiminnassa tärkeimmät prosessit, joissa typensidontaa esiintyy ovat energian- ja lannoitteiden tuotanto sekä maataloustuotanto (esim. palkokasvit ja riisi) (Galloway 1998). Maailman ruoantuotannon ja väestön kasvu ovat tekijöitä, joiden myötä typen tarve maataloustuotannossa vain kasvaa. Frink ym. (1999) osoittavat teollisten typpilannoitteiden käytön lisänsen maatalousjärjestelmään kulkeutuvan typen määrän noin 100-kertaiseksi 1900-luvun aikana, huomauttaen kuitenkin että väkilukuun ja bruttokansantuotteeseen suhteutettuna nousu on merkittävästi vähemmän dramaattinen.

Typen lähteitä vesiekosysteemeissä ovat sadanta, typen sidonta vedessä ja sedimentissä sekä pinta- ja pohjavesihuuhtoumat. Tyyppiä poistuu vesiekosysteemeistä valumana altaasta, denitrifikaatioprosesseissa sekä sedimentaatiossa. (Wetzel 2001.) Typen taseet ovat luonnontilaisissa ekosysteemeissä käytännössä tasapainossa, eli merkittävää kertymää tai häviämää ei tapahdu. Edellä mainitun antropogeenisen typensidonnan myötä typen yhdisteitä kuitenkin akkumuloituu jatkuvasti

Typen – ja muidenkin ravinteiden – osalta rehevöittävää vaikutusta pohtiessa on syytä erottaa biologisesti aktiiviset ja ei-aktiiviset muodot. Typellä biologisesti aktiivisiksi muodoiksi katsotaan ne yhdisteet, joissa typpi on sitoutunut vetyyn, happeen tai hiileen (Wetzel 2001). Vesistöissä tyyppiä esiintyy sekä epäorgaanisissa muodoissa: ammoniumina (NH_4), nitriittinä (NO_2) ja nitraattina (NO_3). Lisäksi tyyppiä esiintyy liuenneissa orgaanisissa yhdisteissä, kuten ureassa, aminohapoissa ja peptideissa (Levinton 2001).

Vesiekosysteemeissä ehdottomasti merkittävimmät biologisen typensidontaan kykenevät eliöt ovat syanobakteerit l. sinilevät, joista *Nodularia*- ja *Aphanizomenon*-ryhmän bakteerit ovat Suomen merialueilla yleisimpiä (Degerholm ym. 2006). Larsson ym. (2001) arvioivat varsinaisessa Itämeressä biologisen typensidonnan olevan vuositasolla lähellä jokien tuomaa typpikuormitusta (0,48 Tg tyyppiä vuodessa). Samassa tutkimuksessa todetaan, että biologinen typensidonta ylläpitää kasviplanktonyhteisöjä merkittävästi, typen ollessa varsinaisen Itämeren altaassa planktonyhteisön minimitekijä.

1.1.3 Fosfori

Toisin kuin typpeä, fosforia ei esiinny merkittävässä määrin ilmakehässä kaasumaisina yhdisteinä. Näin ollen fosforin kierto on käytännössä kiinteiden ja liuenneiden yhdisteiden varassa. Fosforin puute on yleisin kasvua rajoittava tekijä erityisesti vesiekosysteemeissä, sillä sen kierto maankuoressa on hidasta ja fosforiyhdisteet ovat huonosti vesiliukoisia (Smil 2000), ja siksi ihmistoiminnan fosforipäästöt rehevöittävät vesiä niin tehokkaasti. Tästä syystä fosforin virtojen tutkiminen on erittäin keskeistä. Smil (2000) osoittaa myös, että fosforin kiertoa biosfäärissä on tutkittu merkittävästi vähemmän kuin typen; vuosina 1970-1999 ero oli typen hyväksi tutkimusjulkaisujen määrillä mitaten kymmenkertainen. Fosforin keskeinen asema ekosysteemien – etenkin akvaattisten – rehevöitymisessä edellyttäisi kuitenkin fosforin kierron intensiivisempää tutkimusta.

Tiessen (1995) arvioi, että taloudellisesti hyödynnettävissä oleva fosfori loppuu 60-90 vuoden kuluttua. Kuitenkin jo ennen fosforin täydellistä ehtymistä saavutetaan kulutushuippu, eli piste jonka jälkeen tuotanto kääntyy laskuun. Esimerkiksi öljyntuotannossa kulutushuippu on aivan lähivuosina edessä (Hirsch ym. 2005), ja tuotantomäärien laskun yhteiskunnallisia seurauksia on niin öljyn kuin fosforinkin suhteen erittäin vaikeaa arvioida. Varmaa kuitenkin on, että nykyisellä tuotannolla ja kulutuksella käyttökelpoinen fosfori muuttuu niukaksi, ja sen käyttöä pitää tutkia ja parantaa.

Schlesinger (1997) arvioi, että tuulen kuljettaman maa-aineksen sisältämän fosforin määrä ilmakehässä on luokkaa $1,0 \text{ Tg P yr}^{-1}$, eli noin miljoona tonnia vuodessa. Tästä pölyn ja hiekan sisältämästä fosforista ei kuitenkaan kaikki ole biologisesti käyttökelpoisessa muodossa. Tuulen kuljettama maa-aines on kuitenkin joillakin alueilla erittäin merkittävä ravinteiden lähde, esimerkiksi Afrikan luoteispuolella olevat merialueet – jopa Karibialle asti – saavat huomattavan ravinnelisäyksen Saharan aavikoilta kulkeutuvasta hiekasta ja pölystä (Griffin ym. 2001).

Fosfori esiintyy vesiekosysteemeissä valtaosin fosfaattimuodossa (PO_4), jonka osuus kokonaisfosforista on yleensä yli 90% (Wetzel 2001). Vesiekosysteemeissä osa fosforista saostuu hapellisissa ympäristöissä stabiileihin rauta- ja mangaaniyhdisteisiin, sedimentoituen pohjaan biologisesti käyttökelvottomaan muotoon. Itämeressä muodostuu syvänteisiin hapettomia alueita, joissa orgaanisen hajotustoiminta kuluttaa kaiken vapaan hapen. Tämä happikato on erittäin merkittävä koko Itämeren kannalta muun muassa siksi, että pohjasedimentin happiolot määräävät fosforin liukoisuuden. Hapettomissa oloissa edellä mainittua stabiileihin yhdisteisiin sitoutunutta fosforia vapautuu veteen redox-potentiaalın heikentyessä (Levinton 2001). Vahteran (2007) mukaan ihmiselle haitalliset syanobakteerien leväkukinnot hyötyvät erityisesti fosforin määrän kasvusta Itämeressä, näin aiheuttaen eräänlaisen noidankehän sitoessaan ilmakehän typpeä enenevässä määrin.

1.2. Kala ja kalankasvatus

1.2.1 Kala ravintona

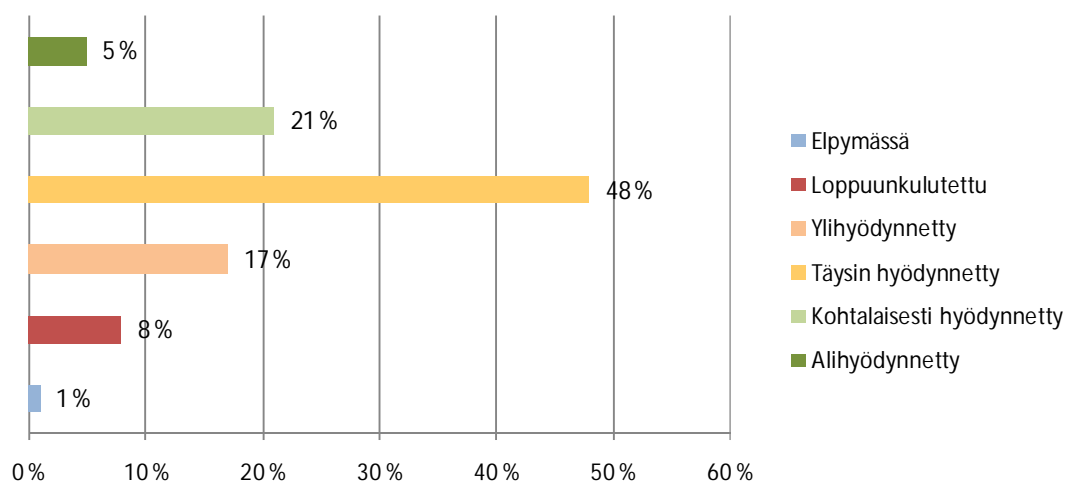
Kala on tärkeä ihmisravinnon valkuaisaineen lähde, jonka merkitys korostuu maapallon köyhimmillä alueilla; kalasta saatavan proteiinin osuus ruokavaliossa on jopa kaksi kertaa suurempi kehitysmaissa kuin teollisuusmaissa. Graingerin (1996) mukaan kalaproteiinin päivittäinen kulutus henkeä kohden nousi 1960-1996 välisenä aikana 2,7 grammasta 4,0 grammaan. Kalan kulutus on viime vuosikymmeninä kasvanut hieman väestönkasvua nopeammin. Kalan maailmanlaajuinen kulutus kasvoi 1990-2005 välisenä aikana 42,1 %, joka vastaa 2,4 % vuotuista kasvua. Vuotuinen väestönkasvu samalla ajanjaksolla oli keskimäärin 1,5 %. Samaan aikaan Suomessa kalan kulutus lisääntyi 5,4 %. (UNPD 2002, FAOSTAT 2007.)

Kohtalainen kalankulutus alentaa sydän- ja verisuonitautiriskiä (Mozaffarian ja Rimm 2006). Kalan ravitsemukselliset hyödyt johtuvat ennen kaikkea kalanlihan käyttökelpoisista proteiineista ja ihmiselle välttämättömistä tyydyttymättömistä rasvahapoista, mutta myös lukuisista mineraaleista ja vitamiineista (Sidhu 2003). Rembold ym. (2004) toteavat lohikalojen sisältämien omega-3 -rasvahappojen positiivisten vaikutusten olevan moninkertaisesti merkityksellisempiä kansanterveydelle kuin kalojen sisältämien PCB- ja metyylielohopeayhdisteiden negatiiviset vaikutukset.

Punaisen lihan (esim. naudan- ja sianliha) sydän- ja verisuonitautia kohottavan riskin käydessä kuluttajille ilmeiseksi, kalan- ja broilerinlihan osuuksien on havaittu kasvavan punaisen lihan osuuden kustannuksella. Toisen näkökulman asiaan tuo erityisesti Iso-Britanniaa piinannut hullun lehmän tauti (BSE) 1990-luvun lopulla, jonka johdosta naudanlihankulutus väheni ja kalankulutus kasvoi muun muassa Alankomaissa sekä Italiassa, mutta Ranskassa BSE:llä ei ollut näkyvää vaikutusta lihojen kulutusmäärissä (Allais ja Nichèle 2007). Ranskassa naudanlihan erityisen keskeinen asema ruokakulttuurissa pienensi BSE:n kaltaisen ruokakriisin vaikutusta kulutustottumuksiin.

1.2.2 Kalankasvatus maailmalla

Yhä useamman kalalajin kannat ovat ylikalastuksen takia voimakkaasti taantuneet, ja sekä ekologiset että taloudelliset syyt ovat siirtämässä tuotannon painopistettä luonnonkaloista kasvatettuihin kaloihin. FAO:n (2007) arvion mukaan vuosien 1997-2004 keskiarvot maailman kalakannoista ainoastaan 26% prosenttia oli sellaisia, joissa kalastuksen määrää voidaan lisätä kalakantojen kantokyvyn puitteissa. 74% kalakannoista sitä vastoin oli kalastettu kantokyvynsä ääri rajoille tai sen yli (Kuva 1.), jolloin kalastuksen lisääminen ei ole mahdollista kantojen kestävyttä vaarantamatta.



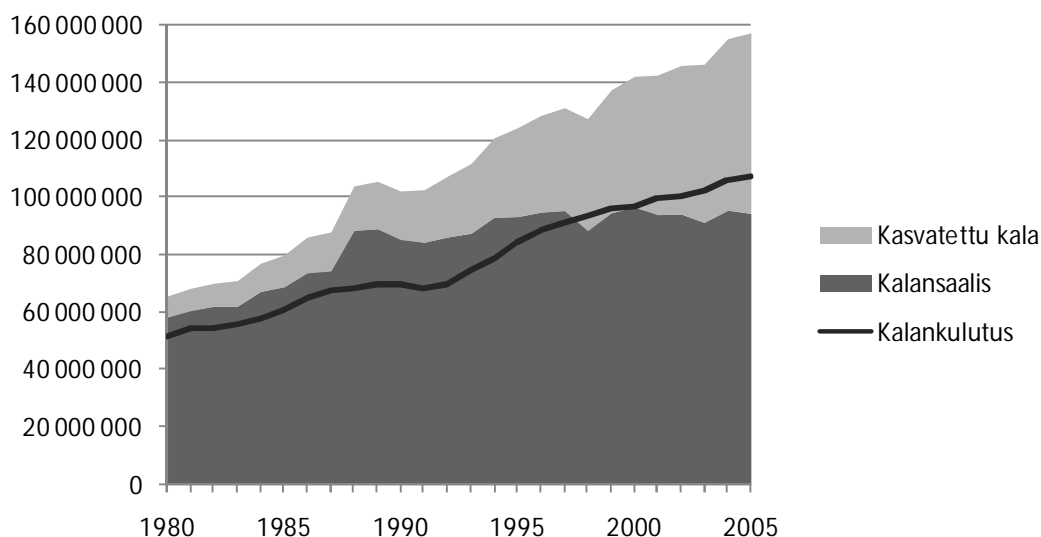
Kuva 1. Maailman kalakantojen tilanne 1997-2004, keskiarvo (FAO 2007).

1980-luvulta lähtien trendinä on ollut, että alihyödynnettyjen kalakantojen kalastuspaine on kasvamassa, eli mahdollisuuksia lisätä saalismääriä on yhä niukemmin. Schorr (2004) esittää lakonisen arvion maailman kalastuselinkeinosta; "liian monta alusta jahtaamassa liian harvoja kaloja". Tämän arvion Schorr pohjaa tietoon siitä, että kalastuksen liikevaihdosta 20% on julkista tukea ja maailman kalastuslaivaston koko ja kalastuskyky ylittää kalakantojen tuotantokapasiteetin 250-prosenttisesti.

YK:n alainen FAO (Food and Agriculture Organization) on ainoa taho, joka kokoaa globaaleja kalastustilastoja ja jonka tilastot puolestaan pohjautuvat valtioiden raportointiin. Watson ja Pauly (2001) havaitsivat tutkimuksissaan systemaattisia virheitä FAO:n saalistilastoissa, jotka pääosin johtuivat Kiinan massiivisesta saalismäärien paisuttelusta. On siis huomattava, että maailman kalastustilastoja tarkasteltaessa todelliset kalansaaliit saattavat poiketa virallisista – eli FAO:n – tilastoista huomattavasti, johtuen yhtäältä kalastajien vähättelystä ja toisaalta hallintoelinten paisuttelusta. Syinä saalismäärien virheelliseen raportointiin voi olla kalastajien taholla kalastuskiintiöiden ylityksen pelko ja hallinnon taholla oman toimialan suhteellisen merkityksen korostaminen. Lisäksi saalismäärien jatkuvasta kasvusta raportointi ehkäisee tehokkaasti epäilyksiä kalakantojen kantokyvyn heikkenemisestä.

Kiinassa kalantuotanto kasvaa voimakkaasti, ja vuonna 2020 maan ennustetaan tuottavan 40 prosenttia maailman kaloista (Delgado 2002). Tämän kasvun mahdollistaa voimakas kasvatetun kalan tuotanto, jonka ennustetaan tuottavan 80 % Kiinan kaloista vuonna 2020. Kasvatetun kalan osuus maailman kaikesta kalantuotannosta on noussut 11 prosentista 40 prosenttiin vuosina 1980-2005 (Kuva 2.). Lisäksi on huomattava, että

vuodesta 1997 lähtien ihmisravinnoksi kulutetun kalan määrä on ollut luonnonkalansaalista suurempi.



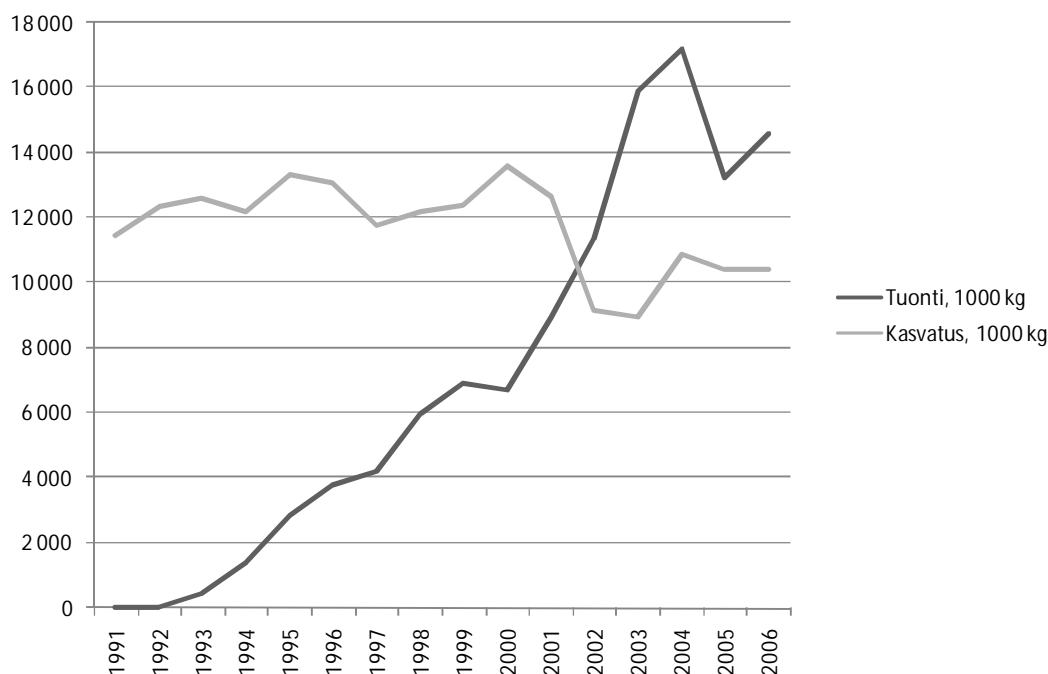
Kuva 2. Kalansaaliit, kasvatettu kala ja ihmisravintona kulutettu kala 1980-2005, tonnia (FAOSTAT 2007).

Ilmastonmuutoksen vaikutuksia maailman kalatalouteen on vaikea arvioida, johtuen monimutkaisiin ravintoketjuihin liittyvistä monista epävarmuustekijöistä. Esimerkiksi korkeilla leveysasteilla lämpötilan nousu ja jääpeitteen väheneminen nostavat perustuotannon määrää, mutta vesimassojen voimakkaamman kerrostumisen myötä ravinteiden kierto saattaa häiriintyä näin rajoittaen tuotannon määrää (Brander 2007). Selvää siis on, että sekä ilmastonmuutos että yhä tehostuva kalastus aiheuttavat suuria paineita maailman kalakannoille. Kasvatettu kala vähentää muuttuvassa ympäristössä luonnonkalojen pyydystämisen painetta, mahdollistaen näin osaltaan kalakantojen kantokyvyn säilymisen. Naylor ym. (2000) tuovat esiin kalankasvatuksen paradoksin: kalankasvatus on mahdollinen ratkaisu luonnonkalakantojen säilymiseen mutta toisaalta se voi olla myös kalakantojen romahdusta edesauttava tekijä. Tähän kaksijakoisuuteen on syynä maailman kalankasvatuksen hyvin erilaiset toimintamuodot ja niiden ympäristövaikutukset. Lohikalojen viljely vaatii suuria määriä eläinproteiinia, joka nykyisin on valtaosin peräisin valtamerikalasta. Katkaravunkasvatus puolestaan on usein tuhoisaa rannikkoekosysteemeille ympäristön voimakkaan muuttamisen takia. Toisaalta taas herbivorien ja siivilöijien (esim. karpit ja sinisimpukat) viljely ei kasvata luonnonkalojen saalistuspainetta, vaan ennemminkin tarjoaa vaihtoehdon luonnonkaloihin nojaavalle tuotantoketjulle. Edelleen Goldberg ja Naylor (2005) huomauttavat, että kalankasvatus on jossain määrin täydentää luonnonkalojen kalastusta, eikä ainoastaan korvaa tuotantoa, johtuen juuri useiden viljeltävien lajien – kuten lohikalojen – kasvattamiseen tarvittavista kalaraaka-aineista. Rehun alkuperä vaikuttaa siten suuresti kalatalouden ekologiseen kestävyYTEEN ja ekotehokkuuteen.

1.2.3 Kalankasvatus Suomessa

Kalankasvatus Suomessa on jakaantunut kahteen melko selvästi erotettavissa olevaan kasvatustyyppiin; sisävesillä tapahtuvaan istutus- ja poikaskalojen kasvatukseen ja merialueilla tapahtuvaan ruokakalan kasvatukseen. Istutukseen kasvatettavien kalojen lukumäärä on merkittävä, pelkästään lohikaloja tuotettiin 6,6 miljoonaa yksilöä vuonna 2006. Kirjolohen poikaskaloja tuotettiin jatkokasvatukseen 16,7 miljoonaa yksilöä ja siian poikaskaloja 3,4 miljoonaa yksilöä. (RKTL 2007b.) Suomessa merialueiden kalankasvatus on ollut aivan viime vuosiin asti miltei täysin kirjolohen kasvatusta. Kirjolohen osuus ruokakalaksi kasvatetuista kaloista oli vuonna 2006 94% (RKTL 2007b) lopun ollessa siikaa. Siian kaupallinen kasvattaminen merialueilla alkoi 1996, jolloin osuus tuotannosta oli 0,6%. Siiantuotannon kasvu on ollut erittäin nopeaa – lähes 8-kertainen tuotannonlisäys 10 vuodessa.

Seppälä ym. (2001) ovat havainneet Suomen kalankasvatuksen historiassa kaksi käännekohtaa: 1980-luvun alussa kasvatuksen painopisteen siirtymisen sisävesiltä merialueille ja edelleen käynnissä olevan Euroopan Unionin jäsenyyden myötä esiin nousseen muutoksen kansainvälisessä kilpailutilanteessa. Merikasvatukseen siirryttiin pidemmän kasvukauden houkuttelemana, ja nykyisin merialueilla tuotetaan 83% Suomessa kulutetusta kasvatuskalasta (RKTL 2007b). EU-jäsenyys taas ohjaa kansainvälisellä kilpailullaan Suomen kalantuotantoa, pitäen laitoskoot suurina ja yksikkökustannukset alhaisina. Suomen kalankasvatus ei ole kuitenkaan pystynyt vastaamaan esimerkiksi Norjan kalantuotantoon; vuodesta 1991 kalantuotantomäärät Suomessa ovat laskeneet jonkin verran samaan aikaan kun tuonti Norjasta on jyrkästi kasvanut (Kuva 3.)

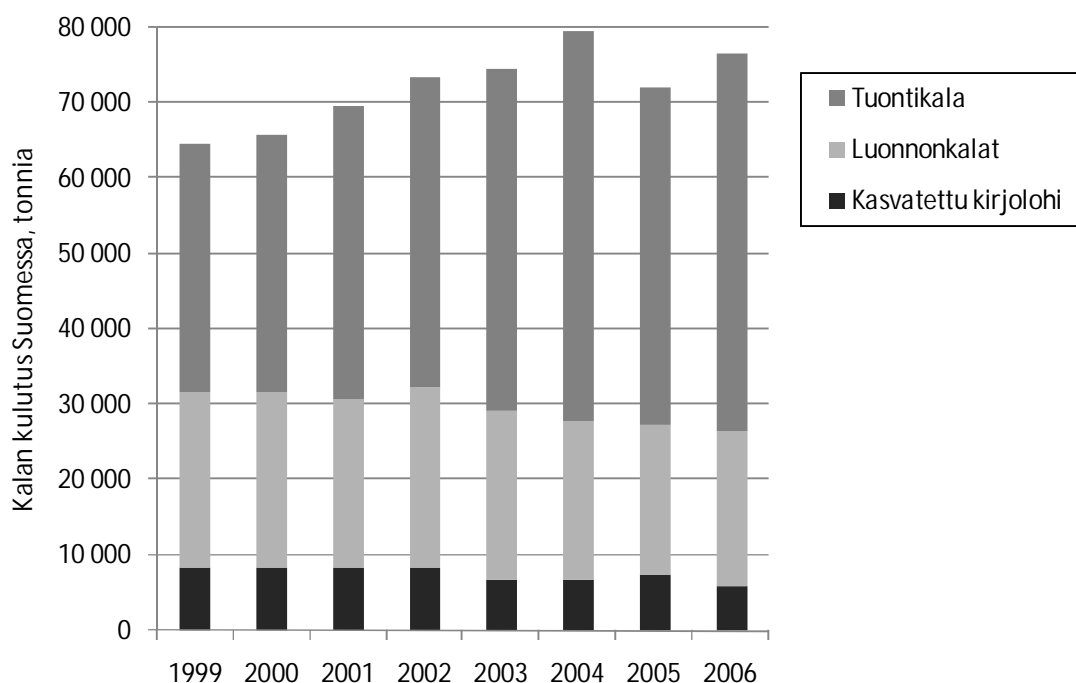


Kuva 3. Kirjolohen kasvatus Suomessa (merialueet) ja lohikalojen tuonti Norjasta.

Vuonna 2006 Suomessa kulutettiin 77 miljoonaa kg kalaa filepainoksi muutettuna (RKTL 2008). Filepainolla tarkoitetaan kokonaisesta kalasta saatavaa kulutukseen ohjautuvaa osuutta, jonka saantokerroin vaihtelee kalalajeittain. Useimmilla kalalajeilla saantokerroin

on noin 0,5 (A. Vihervuori, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, henkilökohtainen tiedonanto 9.1.2008).

Kasvatetun ruokakalan tuotanto vuonna 2006 oli 13 miljoonaa kiloa, josta kulutukseen päätyvä filepaino oli 6 miljoonaa kiloa (RKTL 2007b), ja kotimaisen luonnonkalan kulutus oli 21 miljoonaa kiloa (RKTL 2007a). Tuontikalan osuus kulutetusta kalasta oli 50 miljoonaa kiloa (filepaino), joka on noin 65% kalan kokonaiskulutuksesta. Vertailun vuoksi mainittakoon, että samana vuonna Suomessa kulutettiin 388 miljoonaa kiloa lihatuotteita (Tike 2008), joka on kalankulutukseen nähden noin viisinkertainen määrä. Vuosien 1999-2006 aikana kalan kulutus kasvoi noin 18%, ja samaan aikaan tuontikalan osuus kasvoi merkittävästi, vuoden 1999 51 prosentista vuoden 2006 65 prosenttiin (Kuva 4.). Kulutuksen kasvun voidaan katsoa perustuneen kokonaan tuonnin lisääntymiseen.



Kuva 4. Kalan kulutus Suomessa 1999-2006 (tonnia).

Itämeressä Suomen merialueilla tapahtuvan kaupallisen kalankasvatuksen osuus Suomen kokonaiskalankasvatuksesta oli vuosina 2000-2006 81-86 %. Kalankasvattaminen Suomen merialueilla on keskittynyt Ahvenanmerelle ja Saaristomerelle, joiden osuus merikasvatuksesta oli vuonna 2006 noin 85 %. (RKTL 2007b.) Näin voidaan todeta, että Ahvenan- ja Saaristomeren alueilla kasvatetaan noin 75 % Suomessa kasvatettavasta kalasta, ja on myös selvää, että kalankasvatuksen ympäristövaikutukset keskittyvät näille intensiivisen kasvatuksen alueille. Pohdittaessa mahdollisia kuormituksen aiheuttamia ympäristövaikutuksia, on kalankasvatuksen pistekuormituksellinen luonne pidettävä mielessä. Kuitenkin vesiekosysteemeissä liukoiset ravinteet kulkeutuvat virtausten mukana helposti, ja näin vaikeuttavat eri päästölähteiden merkityksen arvioimista vesialueen kokonaiskuormitukseen.

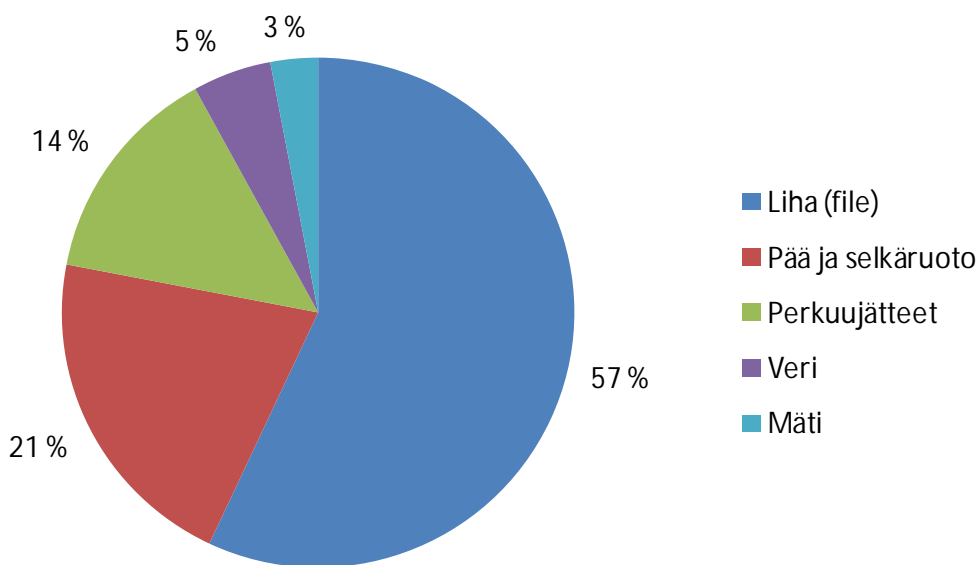
Kalankasvatus ei ole Suomessa erityisen merkittävä työllistäjä, vuonna 1999 kalankasvatuksen välittömät työllistämisaikutukset olivat 854 henkilötyövuotta ja koko kalantuotantoketju mukaan lukien 1 821 henkilötyövuotta. Kalankasvatuksen ollessa

keskittynyt Saaristomeren ja Ahvenanmaan alueille, on myös työllistävät vaikutukset näillä alueilla suurimmat, Houtskarín kunnassa jopa yli 20% työpaikoista on kalankasvatuksen piirissä (Seppälä ym. 2001). Lisäksi Varsinais-Suomessa toimii suuren osan Suomessa käytettävästä rehusta valmistava Rehuraisio OY, jonka sijoittuminen alueelle edelleen vahvistaa kalankasvatuksen merkitystä Lounais-Suomen sosioekonomiselle hyvinvoinnille.

1.2.4 Kalankasvatuksen prosessista

Merialueilla kasvatettavan ruokakalan kasvatusta alkaa sisämaassa sijaitsevilla kirjolohien poikaskasvatustiloissa, joista kalanpoikaset siirretään hedelmöityneiden mätimunien haudonnan ja esikasvatuksen jälkeen 5-20 gramman painoisina merialueille. Merialueiden kirjolohien kasvatusta tapahtuu lähes poikkeuksetta verkkoaltaissa, sisämaan poikaskasvatusta sen sijaan valtaosin umpialtaissa (Silvenius 2000). Merialueiden verkkoaltille nykyteknologia asettaa paljon rajoitteita ravinnekuormituksen vähentämiseksi; sekä leijuvien että laskeutuvien partikkeleiden poisto on teknisesti ja ennen kaikkea taloudellisesti mahdotonta, eikä vesistöön päätyvän kiinto- ja liuenneen aineen määrää voida täysin kontrolloida. Ravinnekuormituksen vähentämisessä täytyy siksi keskittyä myös rehun valmistus- ja jakelutekniikkaan, sekä kasvatuskalan fysiologisia ominaisuuksien tehokkaampaan hyödyntämiseen.

Tutkimuksessa tarkasteltavan kalantuotannon päätuote on ihmisravinnoksi tarkoitettu kalanliha, joka on perkausprosessissa erotettu kokonaisesta kalasta. Perkauksen aluksi kalasta valutetaan veri pois (keskimäärin 5% painosta), jonka jälkeen poistetaan pää ja selkäruoto (21%). Lisäksi on huomioitava naaraskaloissa syksyisin ja talvisin oleva mäti, jonka osuus koko vuoden tuotannosta on 3%. Perkuujätteiden osuus on 14%, jolloin kalanlihan saannoksi kokonaisesta kalasta saadaan 57% (Kuva 5.). (Silvenius 2000, Seppälä ym. 2001.)



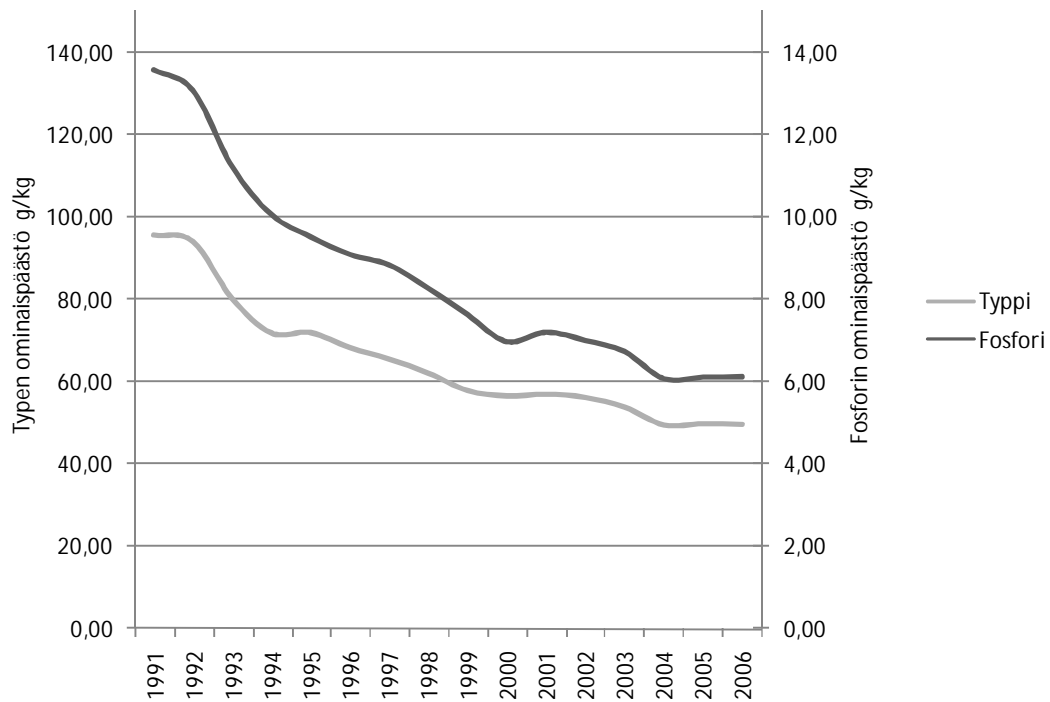
Kuva 5. Kokonaisen kirjolohien eri tuotteiden keskimääräiset osuudet.

1.2.5 Kalankasvatuksen kuormitus

Tietyn tuotteen, prosessin tai toiminnan ympäristövaikutuksia voidaan arvioida ja mitata mm. elinkaariarvioinnilla (esim. Udo de Haes 2002). Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus laativat Suomessa kasvatetun kirjolohen elinkaariarvioinnin (Grönroos ym. 2006). Tutkimuksessa tarkasteltiin kirjolohen elinkaarta raaka-aineiden tuotannosta peratun kalan vähittäismyyntiin asti, ja tutkimuksessa käytettiin vuoden 2003 tuotantolukuja. Koko elinkaaren merkittävimmät ympäristövaikutukset muodostivat typpi- ja fosforipäästöt kalankasvatustiloksista veteen. Fossiilisten polttoaineiden tarpeesta valtaosa syntyy tuotannon alkupäässä; rehukalojen pyydystyksessä valtamereistä sekä sen valmistusprosessista ja kuljetuksista.

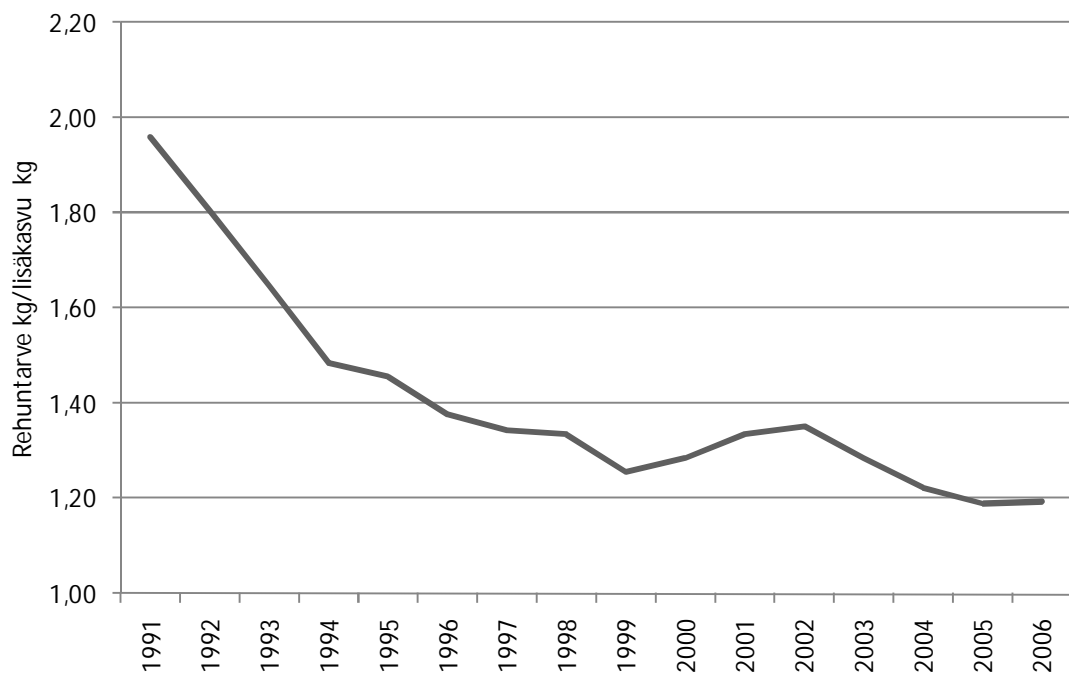
Ellingsenin ja Aanondsenin (2006) mukaan Norjassa kasvatetun merilohen suurimmat ympäristövaikutukset syntyvät allaskasvatuksen aikana, kuljetuksen ja muiden prosessien aiheuttaessa ainoastaan pienen osan vaikutuksista. Kasvatusvaiheen ympäristövaikutukset aiheutuvat myös kyseisen tutkimuksen mukaan valtaosin rehusta; sen tuotannosta, käytöstä ja päästöistä. Näin ollen rehun tuotantoon käytetyt energiapanostukset ja rehunkäytön ravinnepäästöt ovat merkittävimpiä tekijöitä allaskasvatuksen kuormittavuutta tarkasteltaessa. Energiankulutuksesta aiheutuvat ympäristövaikutukset sijoittuvat rehuntuotannon alkupäähän; kala-raaka-aineen kalastukseen sekä kalajauhon ja -öljyn teollisuustuotantoon, sijoittuen näin ollen Suomen ulkopuolelle. On siis selvää, että rehusta peräisin olevat typpi- ja fosforipäästöt ovat aivan keskeisessä asemassa kalankasvatuksen aiheuttamia ympäristövaikutuksia tutkittaessa. Tätä arviota puoltaa myös suomalaisesta kirjolohesta tehty elinkaariarviointi (Grönroos ym. 2006), jossa ilmenee, että kalankasvatuksen suurin ympäristöön vaikuttava tekijä merialueillamme ovat kiistatta ravinnepäästöt. Typen päästöt vesiin aiheuttavat 70% ja fosforin päästöt 28% elinkaaren Suomeen kohdistuvista kokonaisvaikutuksista, jolloin muiden tekijöiden vaikutus jää yhteensä kahteen prosenttiin. Näin on selvää, että ravinteiden kierron tarkastelu ja tehostamisen mahdollisuuksien selvittäminen on keskeisessä osassa kalankasvatuksen ympäristövaikutuksia pohdittaessa.

Kalankasvattajat on Suomessa velvoitettu tilastoimaan rehunkulutuksen ja tuotannon ohella aiheuttamia typpi- ja fosforipäästöjä. Yleinen keino arvioida tuotannon materiaalitehokkuutta on ominaispäästö, eli tietyn päästön määrä suhteessa tuotannon määrään. Kalankasvatusta tarkasteltaessa ominaispäästö on erittäin käyttökelpoinen indikaattori; se ottaa huomioon rehun ravinnepitoisuuden, rehukertoimen (kalan kasvu rehuyksikköä kohden) ja kaloihin sitoutuvan ravinnemäärän. Ominaispäästö, eli tuotantoyksikköä kohden syntynyt ravinnepäästö on laskenut tarkastellun ajanjakson aikana sekä typen että fosforin osalta (Kuva 6.).



Kuva 6. Merialueen kalankasvatuksen typen ja fosforin ominaispäästöt 1991-2006 (SYKE 2007).

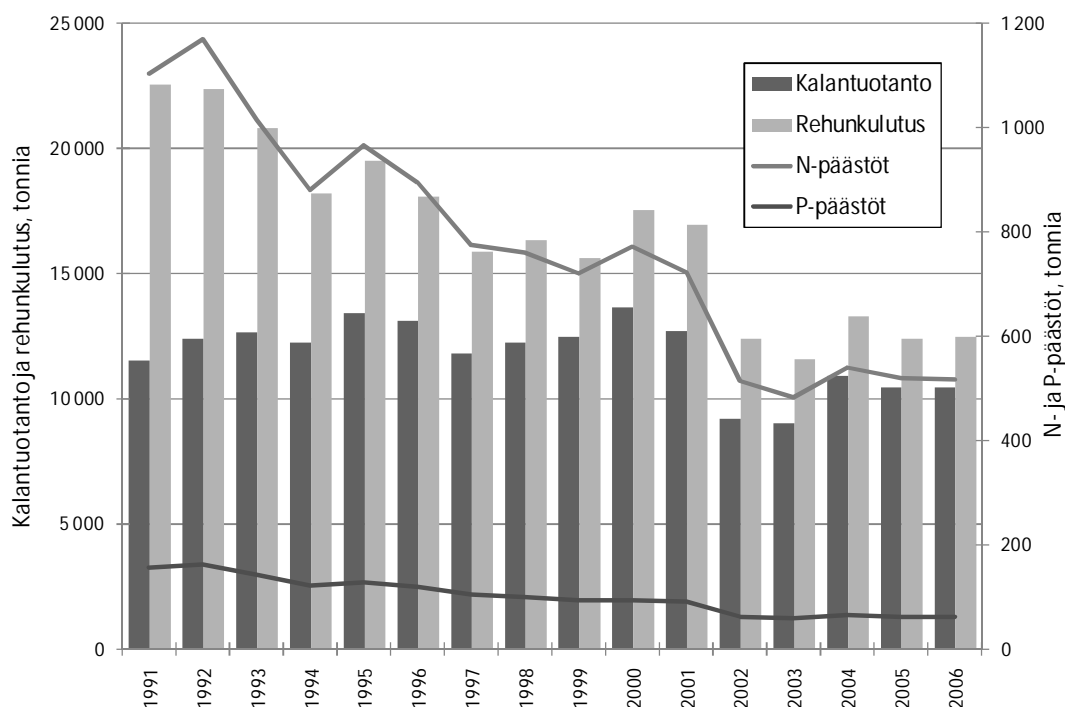
Ominaispäästön alentuminen on seurausta teknologisesta kehityksestä niin rehun suunnittelussa, tuotannossa kuin syöttämisessä. Rehuteknisen kehityksen tuloksena on myös pystytty parantamaan rehukerrointa, eli kasvukiloon tarvittavan rehun määrää (Kuva 7.), vähentämään kalojen ulosteen ja eritteiden mukana sekä rehun pölyämisen myötä vesistöön joutuvia ravinteita (Karttunen ja Vielma, 1993).



Kuva 7. Merialueiden kalankasvatuksen rehukerroin 1991-2006 (SYKE 2007).

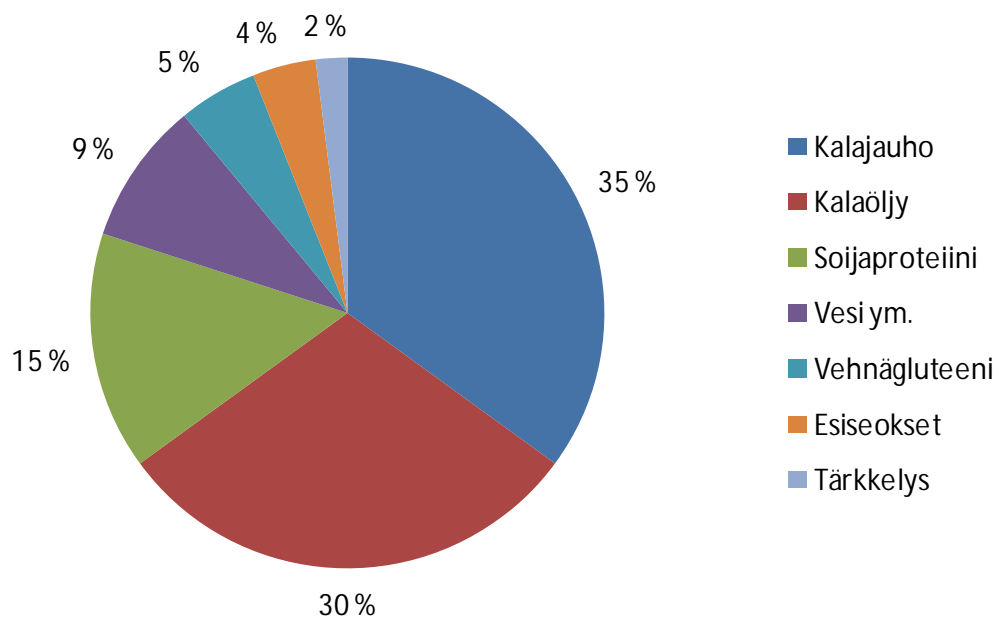
Kalantuotanto erottuu muista lihan tuotantomenetelmistä edukseen erittäin hyvällä rehukertoimellaan eli tuotannon hyötysuhteella. Kirjolohen rehukerroin oli vuonna 2006 1,2, joka on merkittävästi maatalouden tuotantoeläinten rehukertoimia alhaisempi: lihasialla rehukerroin on 2,7 ja nautakarjalla noin 7,5 (E. Joki-Tokola, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, henkilökohtainen tiedonanto 30.11.2007). Alhaisempi rehukerroin kertoo ennen kaikkea tuotannon materiaalitehokkuudesta, osoittaen tuotantoyksikköä kohden vaadittavan materiaalin olevan kalankasvatuksessa pienempi kuin muissa eläinproteiinin tuotantotavoissa. Materiaalitehokkuudella voidaan kuitenkin tarkastella ja vertailla eri tuotantotapoja melko suppeasti, se jättää esimerkiksi rehun alkuperän ja laadulliset ominaisuudet huomiotta. On kuitenkin selvää, että lihan tuotannon ohjautumisessa kuluttajien tottumukset näyttelevät merkittävää roolia. Rickertsen ym. (2003) osoittavat Pohjoismaisissa lihankulutustottumuksissa tapahtuneen muutoksen terveystietoisuuden lisääntymisen myötä, kalan ja broilerin kysynnän kasvaessa ja nautanlihan vähentyessä.

Kalatuotanto vaihteli vuosina 1991-2006 kohtalaisesti; 8 969 tonnista (2003) 13 612 tonniin (2000), rehunkulutuksessa oli nähtävissä selkeä laskeva trendi (Kuva 8). Ravinnepäästöt ovat laskeneet dramaattisesti sekä typen että fosforin osalta.



Kuva 8. Suomen merialueen kalantuotanto, rehunkulutus ja ravinnepäästöt 1991-2006 (SYKE 2007).

Kalankasvatustilatuksen ravinnevirrat ovat melko yksinkertaiset; ravinteita tulee ainoastaan rehuruokinnasta, ja ravinteita poistuu ruokakalana. Kalojen aineenvaihdunnasta ja syömättä jääneestä rehusta muodostuu systeemin hukavirrat, jotka rehevöittävät ympäröivää vesistöä. Ravinnevirtojen kannalta erittäin keskeinen seikka on rehun sisältämien ravinteiden alkuperä. Nykyisin käytettävien rehujen eri raaka-aineet ovat 100-prosenttisesti peräisin Itämeren valuma-alueen ulkopuolelta (Kuva 9).



Kuva 9. Rehun komponenttien osuudet (P. Jenssen, Biomar A/S, henkilökohtainen tiedonanto 18.10.2007, E. Norrgård, Rehuraisio OY, henkilökohtainen tiedonanto 3.10.2007).

Rehun fosforisisältö vaikuttaa suuresti kokonaisrehvöitymiseen, ja fosforisisältöä onkin mahdollisuuksien mukaan pyritty alentamaan. Nykyisten rehujen fosforipitoisuus on keskimäärin 0,93%, ja esimerkiksi Coloso ym. (2003) pitävät rehun optimifosforipitoisuutena 0,88%.

1.2.6 Itämeren kalan käytön potentiaali

Itämeren silakkaa on käytetty Suomessa kalanrehun raaka-aineena, mutta sen käytöstä on viime vuosina luovuttu mm. sen sisältämien dioksiinien ja PCB-yhdisteiden takia (Isosaari ym. 2002). Mahdollisuuksia käyttää Itämeren silakkaa kalanrehun osana on tutkittu jonkin verran (Ruuhonen ym. 1998; Isosaari ym. 2002), mutta järjestelmätasolla tehtyä tarkastelua silakan käytön vaikutuksista ei ole tehty. Jos rehuna käytetään yksinomaan tuoretta silakkaa pellettien asemesta, typpi- ja fosforipäästöt kaksinkertaistuvat. Ravinnepäästöjen kasvaminen nykyisin käytettäviin rehuihin verrattuna johtuu silakan ravintoarvosta, joka ei ole optimaalinen kirjolohelle: se sisältää suhteellisen paljon fosforia suhteessa energiaan. Tämä johtaa fosforipäästöjen lisääntymiseen tuotantoyksikköä kohden, mutta vaikutusta on mahdollista pienentää rehuun rasva-aineita lisäämällä. (Ruuhonen ym. 1998.) Näin ollen nykyisellä rehuteknologialla on ravinnetaloudellisesti tehokkaampaa tehdä Itämeren kalasta kalajauhoa ja käyttää se rehun raaka-aineena, kuin syöttää kalaa sellaisenaan kasvatuskaloille. Nykyisin rehuissa käytettävä, pääasiassa Pohjanmeren sillistä valmistettava kalajauho sisältää typpeä 11% ja fosforia 2% (TripleNine 2008). Vaikka kalajauhon osuus rehusta on vain noin 30%, sisältää se yli 60% rehun kokonaisfosforista; näin ollen fosforin kierrossa kalajauholla on suuri merkitys. Silakalla olisi nykyisen rehuteknologian puitteissa mahdollista korvata rehun sisältämä kalajauho, jonka osuus rehusta nykyään on 35-40%. Kalajauho olisi siis se komponentti, jonka avulla Itämereen päätyvien ravinteiden nettovirtoja olisi mahdollista pienentää.

1.3 Teollinen ekologia teoreettisena viitekehyksenä

1.3.1 Yleistä teollisesta ekologiasta

Lifset ja Graedel (2001) määrittelevät teollisen ekologian jossa rinnastetaan teolliset suunnittelu- ja tuotantoprosessit ekosysteemien ekologiaan. Biologisessa mielessä ekologia tarkastelee eliöiden jakaumaa ja runsautta sekä näihin muuttujiin vaikuttavia syitä. Teollisessa ekologiassa eliöiden tilalla on teolliset toimijat sekä ravinnon ja kuona-aineiden tilalla ovat raaka-aineet ja jätteet (Frosch 1992). Ekologinen ravintoverkko muotoutuu teollisessa ekologiassa erilaisten toimijoiden yhteistyöksi, joissa esimerkiksi toisen jäte on toisen raaka-aine. Teollisen ekologian lähtökohtana on ”avustaa ympäristövaikutusten arvioimisessa ja minimoimisessa” (Graedel ja Allenby 2003), ja toimia lähtökohtaisesti proaktiivisesti enemmän kuin reaktiivisesti – eli ottaa jo tuotantoa ja toimintoja suunniteltaessa ympäristövaikutukset huomioon, ei vasta muutostarpeiden ja ongelmien ilmettyä. Teollinen ekologia sisältää väistämättä teknologisen näkökulman; tuotannon suunnittelun, toteutuksen ja jakelun teknisiä yksityiskohtia tarkastellen. Lisäksi teollinen ekologia sisältää myös sosiologisen aspektin tunnistessaan kulttuurin, yksilönvalinnat ja yhteiskunnalliset instituutiot teollista tuotantoa ohjailemassa. Teollisessa ekologiassa korostetaan systeemijattelun merkitystä, jolloin monitieteellisyys on luonnollinen lähestymistapa. Monitieteellisuuden haasteena on kuitenkin laajojen tietomäärien käsittelyn työläys, ja todellisia monitieteellisiä tutkimuksia on tehty melko vähän. Esimerkkinä kuitenkin voidaan mainita Carnahanin ja Thurstonin (1998) tutkimus, jossa saastumisen torjuminen yhdistetään tuotantoprosessien suunnitteluun, tavoitteena optimaalinen kompromissi kolmen muuttujan välillä: saastumisen, valmistuskustannusten ja laadun.

Dematerialisaatio on yksi keskeisimpiä teollisen ekologian käsitteitä. Sen täsmälliset määritelmät vaihtelevat hieman lähteestä riippuen, mutta yleisesti dematerialisaatiolla tarkoitetaan materiaalitarpeen pienentämistä tuotantoyksikköä kohden (Ruth, 1998). Materiaalivirtojen pienentäminen voi kohdentua sekä raaka-aineiden tarpeisiin että jätteen tuottoon. Dematerialisaatiolle on asetettu kunnianhimoisia tavoitteita, muun muassa ns. *Factor 10* (Schmidt-Bleek 1994), jonka mukaan tuotannon materiaali- ja energiapanostuksia on kyettävä pienentämään kymmenesosaan.

Teollinen ekologia esittää usein teknologiset innovaatiot ympäristöongelmien keskeisimpinä – jopa ainoana – ratkaisijoina, mutta teknologian riittävyydestä ainoana keinona käydään jatkuvaa keskustelua tieteenalan sisälläkin (Lifset ja Graedel 2001). Esimerkiksi Hukkinen (2001) kritisoi voimakkaasti nimenomaan ekotehokkuuden hegemoniaa ympäristövaikutusten minimointikeinona huomauttamalla että ekotehokkuus ”törmää ihmisen ja ympäristön vuorovaikutusten kognitiivisiin ja institutionaalisiin perusteisiin”. Tämän käsityksen mukaan ekotehokkuusajattelu erottaa ihmisen huolen ympäristöstään hänen materiaalisista tarpeistaan, ja toisaalta olettaa ympäristövaikutusten olevan maailmanlaajuisesti yhteismitallisia.

1.3.2 Teollinen metabolia ja ainevirta-analyysi

Teollisessa metaboliassa materiaalien otto, käyttö ja poisto "teknomassan" valmistamiseksi nähdään metaforana biosfäärissä tapahtuvalle biomassan luomiselle (van der Voet 2001). Ayres (1989) esittää teollisen metabolian nykyisenä vastineena biologisten organismien maitohappokäymiseen perustuvan aineenvaihdunnan, ennen fotosynteesiin kykenevien eliöiden kehittymistä. Analogia fermentaatiolla energiansa hankkivien ja haitallisia aineita erittävien eliöiden muodostavaan "kestämättömään biojärjestelmään" ja teollisen ekologian välillä syntyy molempien tuotantotapojen tavasta käyttää rajallisia resursseja kuin ne olisivat rajattomia. Myös kuona-aineiden ja jätteiden akkumulaatio ilman aineiden ja energian kiertoa on samankaltainen molemmissa järjestelmissä. Ayres asettaakin teollisen metabolian tavoitteeksi nykyisin esiintyvät biologiset järjestelmät, jossa on fotosynteesiin perustuvaa erittäin tehokasta energiantuotantoa sekä huomattavasti nykyistä suljetumpi aineiden kierto kuona-aineista rakennusaineiksi ja energianlähteiksi. Teollisen metabolian käsitettä voidaan operationalisoida ainevirta-analyysillä (*substance flow analysis, SFA*).

Brunner ja Rechberger (2004) esittävät viisi suunnittelusta lähtevää periaatetta, jotka puoltavat ainevirta-analyysin käyttöä teollisessa ekologiassa:

1. Materiaalivirtojen kontrollointi teollisuusprosesseissa
2. Materiaalivirtoja sulkevien teollisten käytäntöjen luominen
3. Teollistuotannon dematerialisaatio
4. Energiankäytön systematisointi
5. Teollisuuden materiaalintarpeen ja päästöjen sopeuttaminen ekosysteemien kapasiteettiin

Ravinteiden materiaalivirrat ovat nykyään hyvinkin avoimia, ja esimerkiksi tyypilannoitteiden massiivinen käyttö – ihmistoiminnalla on kaksinkertaistettu luonnon biogeokemiallinen kierto – on johtanut muun muassa monien ekosysteemien muuttumiseen typpirajoittuneisuudesta fosforirajoittuneisuuteen (Schlesinger 1997). Ensimmäisessä kohdassa mainittu virtojen kontrollointi on edellytys teollisen metabolian käsitteen ymmärtämiselle, niin hyödykkeiden kuin raaka-aineiden tasolla. Tavoitteena on määritellä järjestelmä niin, että kyetään tarkastelemaan prosessissa liikkuvien materiaalien virtoja "kehdosta hautaan". Toiseksi, materiaalivirtojen sulkeminen on keskeinen tekijä ehtyvien luonnonvarojen käytön tehostamiseksi. Kolmanneksi esitetyllä dematerialisaatiolla tarkoitetaan lähinnä materiaalien hyödykkeiden korvaamista palveluilla ym. aineettomilla hyödykkeillä. Dematerialisaatiota voidaan saavuttaa tuotteita keventämällä tai niiden elinikää pidentämällä. Dematerialisaation keskittyessä ekotehokkuusperiaatteen mukaisesti materiaalien käytön suoraviivaiseen vähentämiseen, on sen vaihtoehtona pohdittu myös substitutiota (mm. Cleveland ja Ruth 1999). Substituutiossa ei niinkään keskitytä materiaalivirtojen kvantitatiivisiin vaan kvalitatiivisiin ominaisuuksiin, toisin sanoen materiaalivirtojen pienentämisen asemesta pyritään korvaamaan tarkasteltavan prosessin materiaaleja toisilla materiaaleilla, joita käyttämällä saavutetaan halutunlaisia ympäristövaikutuksia samassa laajuudessa kuin dematerialisaatiolla saavutettaisiin. Energiankäytön systematisoinnissa on tavoitteena joko vähentää kokonaisenergiankulutusta tai alentaa yksikköä kohden kulutetun energian määrää. Systematisointia voidaan toteuttaa mitä moninaisimmilla tavoilla; esimerkiksi energiaa kuluttavien prosessien ketjuttamisella (esim. lauhdevesien käyttö kalalaitoksien lämmönlähteenä), työmatkoja vähentämällä etätyömahdollisuuksia parantamalla tai korvaamalla fossiilisia energianlähteitä uusiutuvilla. Viidennen kohdan sisältö kytkeytyy

vahvasti teollisen ekologian peruseriaatteisiin, joiden avulla elintason sekä tuotannon ylläpitäminen ja kasvattaminen on mahdollista ekosysteemien kantokyvyn asettamissa rajoissa mm. materiaalikäytön ja jätteiden tuoton suhteen. Ehrenfeld (1997) huomauttaa, että systeemin kantokyky ei ole yksittäisen toimijan määriteltävissä, vaan kriittistä on parhaan mahdollisen tiedon hyödyntäminen. Ajatus järjestelmän ainevirroista ei kuitenkaan ole viime vuosien keksintö; italialainen lääkäri Santorio Santorio (1564–1642) teki lukuisia kokeita joissa hän yritti määritellä ihmisen aineenvaihdunnan ainevirtoja – tarkastellen nautitun ravinnon suhdetta eritteisiin.

Ainevirta-analyysissä tarkastellaan tietyn alkuaineen tai yksinkertaisen yhdisteen (esim. N, P, Cd, NO_x) virtoja ja varastoja tietyssä systeemissä, Lavoisier'n massan häviämättömyyden lakiin perustuen (esim. van der Voet 2001). Suoraviivaisuutensa vuoksi SFA on käyttökelpoinen menetelmä päätöksenteon tueksi esimerkiksi raaka-aineiden käytön tai jätteenkäsittelyn ympäristövaikutuksia tarkasteltaessa. Muutokset ainevirran jakauman ajassa tai paikassa ovat keskeisiä muuttujia analyysiä tehtäessä, niinpä tiettyyn ajankohtaan sidotut kvantitatiiviset tiedot virroista ja varastoista ovat välttämättömiä SFA:n onnistumiselle (Bringezu ja Moriguchi 2002).

Ainevirta-analyysissä on yleisesti kolme vaihetta: systeemin määrittely, virtojen ja varastojen määrittely sekä tulosten tulkinta (van der Voet ym. 1995). Systeemin määrittelyssä tarkastelu rajataan tilan, toiminnan, ajan ja materiaalien suhteen. Virtojen ja varastojen määrittelyssä on keskeisessä osassa relevantin aineiston määrittely ja keruu, sekä toisaalta mahdollisena lähestymistapana mallien laatiminen. Tulosten tulkinnassa selvitetään tutkimusten kestävyys ja tulkitaan analyysi poliittiseen päätöksentekoon soveltuvaksi.

Pohdittaessa tilan ja toiminnan määrittelyä, kahta erilaista lähestymistapaa käytetään: alueellista ja toiminnallista (van der Voet 1995). Alueellisessa lähestymistavassa tarkastelutasona on tietty maantieteellinen alue ja sen prosessit, kun taas funktionaalisessa lähestymistavassa keskitytään tiettyyn prosessiin ja tarkasteltavan aineen rooliin siinä. Ainevirta-analyysin alueellinen lähestymistapa on käyttökelpoinen tarkasteltaessa esimerkiksi tietyn alueen saasteongelmia, kun taas funktionaalisessa lähestymistavassa on mahdollista saada yksityiskohtainen kuva tietyn prosessin ainevirroista. Kuitenkin myös funktionaalista lähestymistapaa käytettäessä on tarkasteltava järjestelmä rajattava maantieteellisesti. Kun näin rajattuun systeemiin lisätään kategorioiden prosessit, virrat ja varastot, voidaan järjestelmää havainnollistaa graafisesti systeemikaaviolla.

Aineiden virtoja tutkittaessa tulee aikadimensio automaattisesti mukaan, tarkastelun kohteena olevien aineiden virrat esitetään massayksikköinä aikayksikköä kohden (van der Voet 2002). Käytettävän ajanjakson pituus on sovitettava tarkastelun kohteena olevan aineen virtoihin; riittävän pitkä virtojen kausittaisen vaihtelun eliminoimiseksi ja toisaalta riittävän lyhyt aineiston määrän paisumisen ehkäisemiseksi.

Ainevirta-analyysin keskeisimmän muuttujan, aineiden, valintaan on myös syytä kiinnittää erityistä huomiota. Yleensä tarkastellaan yhden alkuaineen tai yhdisteen virtoja systeemissä. Jos kuitenkin useamman aineen virrat ovat samankaltaiset ja ne ovat merkittäviä tutkittavan aiheen kannalta, voidaan ainevirta-analyysi tehdä myös usean aineen virroista tietyssä järjestelmässä.

Ainevirta-analyysin virtoja ja varastoja mallintamiseen on van der Voetin (1995) mukaan useita tapoja, joista kolme seuraavaa ovat eniten käytettyjä: kirjanpito, staattinen mallinnus ja dynaaminen mallinnus. Kirjanpidossa – joka ei oikeastaan ole mallintamista

– kerätään jälkikäteisen aineistoa tuotannon ja kulutuksen ainevirroista käyttökelpoisista tilastoista. Tämä on erinomainen keino tarjota relevanttia informaatiota ympäristöpoliittisen päätöksenteon taustoiksi, erityisesti koska menetelmällä voidaan tehdä myös ennusteita tulevista ainevirroista.. Toisaalta kirjanpitomenetelmällä on mahdollista löytää aineistosta puuttuvia virtoja tai varastoja. Staattisessa mallinnuksessa hyödynnetään muuttujia jotka kuvaavat virtojen ja varastojen suhteita, tavoitteena määrittää järjestelmän tasapainotila tarkasteltavien aineiden suhteen. Staattisen mallinnuksen avulla on mahdollista selvittää päästöjen alkuperäiset lähteet ja ennustaa päästömäärien muutosten vaikutuksia. Dynaamista mallinnusta taas käytetään erityisesti tulevaisuuden tilanteiden mallintamisessa, skenaarioanalyysien luomisessa. Tämän mahdollistaa dynaamiseen mallinnukseen olennaisesti sisältyvän aikamuuttujan elementti, eli tarkastella virtojen ja varastojen muutoksia ajassa.

Tulosten tulkinnassa on arvioitava alkuperäisen aineiston luotettavuus, kattavuus ja mahdolliset epätarkkuudet, joiden perusteella arvioidaan myös lopullisten tulosten käyttökelpoisuus (van der Voet 1995). Van der Voet (2002) kehottaa myös ainevirta-analyysin tekijöitä kiinnittämään huomiota tulosten ”kääntämiseen” politiikan kielelle, jossa on otettava huomioon kolme seikkaa: ainevirta-analyysin peruseräperiaatteiden tunnistaminen, terminologian selventäminen ja tulosten monimutkaisuuden huomioiminen. Ainevirta-analyysiä pidetään pääsääntöisesti ympäristöpolitiikan apuvälineenä, niinpä tulokset on syytä saattaa muotoon, joka mahdollistaa poliittisten toimijoiden hyödyntävän tutkimusta ja sen tuloksia.

1.4 Tutkimuskysymykset

Tutkimuksen tarkoituksena on tarkastella Suomen merialueilla tapahtuvan kalankasvatuksen typpi- ja fosforivirtoja. Tutkimuskysymykset ovat:

1. Miten kalankasvatus on vaikuttanut typen ja fosforin virtoihin Itämeressä 1991-2006?
2. Miten väkiluku, varallisuus, kulutus ja teknologinen muutos ovat vaikuttaneet kalankasvatuksen ravinnevirtojen muutokseen 1980-2006?
3. Mikä oli kalankasvatuksen ravinnetase 2004-2006?
4. Voidaanko kalankasvatuksen avointa ravinnevirtaa sulkea?
5. Paljonko vaikuttaa, jos kalanrehun sisältämä typpi ja fosfori olisivat peräisin Itämeren kalasta tuontirehun kustannuksella?

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Aineisto

2.1.1 Rehun ja kalanlihan typpi- ja fosforisisältö

Suomessa käytettävien eri kalanrehujen typpi- ja fosforisisällöissä on melko vähäisiä alueellisia eroja. Suurimmat erot löytyvät tarkasteltaessa rehujen ravinnepitoisuuksia eri ajanjaksoina. Rehuteknologian kehitys on mahdollistanut erittäin tarkan ravinteiden annostelun, ja sekä vähentänyt rehut ravinnepitoisuuksia *per se* että parantanut kalantuotannon rehukerrointa eli "hyötysuhdetta". Rehukertoimella kuvataan kalan rehunkulutusta painoyksikön kasvua kohden, ja rehukerroin on pienentynyt tarkasteltuna ajanjaksona 1,96:sta (1991) 1,19:ään (2006). Suomen kalankasvattajien käyttämästä rehusta kaksi valmistajaa, suomalainen Rehuraisio OY ja tanskalainen Biomar A/S, toimittivat vuonna 2007 yli 90%. Tässä tutkimuksessa käytetään kyseisten valmistajien ilmoittamia tietoja kasvatusrehun koostumuksesta ja alkuperästä. Rehun sisältämä typpi ja fosfori on laskettu valmistajien ilmoittamien ravintosisältöjen perusteella, käyttäen eri rehujen ravinnesisältöjen keskiarvoa laskuissa. Typen määrä rehussa on saatu laskemalla ilmoitetusta proteiinimäärästä yleisen oletaman mukainen typpisisältö, 16% painosta. Fosforisisältö on ilmoitettu suoraan rehujen tuoteselosteissa.

Kalankasvatuslaitokselta kulutukseen päätyvä materiaalivirta on valtaosin kirjolohifilettä (85%), lopun ollessa kokonaisia kaloja (Silvenius 2000). Kokonaiset kalat verestetään ja perataan valtaosin kasvatuslaitoksilla, ja perkuujätteiden ravinnevirtojen oletetaan ohjautuvan kokonaisuudessaan näistä lähteistä.

Kokonaisesta kirjolohesta saadaan filettä keskimäärin 57% (Seppälä ym. 2001). Kirjolohituotteiden typpi- ja fosforisisällöt on laskettu käyttämällä Vielman ym. (2000), Karttusen ja Vielman (1993) sekä Finfoodin Fineli-tietokannan tietoja sekä elintarvikkeiden ravintoarvoista. Kokonaisessa kirjolohessa on typpeä keskimäärin 2,7% ja fosforia 0,33%. Mädisä on suhteellisesti typpeä runsaasti, kun taas ruodoissa fosforia (Taulukko 1).

Taulukko 1. Kirjoloheen eri osien typpi- ja fosforisisällöt.

	Typpi	Fosfori	Osuus
Kokonainen kala	2,66 %	0,33 %	100 %
Kirjolohifile	2,69 %	0,26 %	57 %
Veri	2,50 %	0,15 %	5 %
Mäti	3,33 %	0,08 %	3 %
Perkausjätteet (sis. pää ja selkäruoto)	2,58 %	0,49 %	35 %

Perkauksen aluksi valutettu veri johdetaan muiden nestemäisten perkuujätteiden kanssa yleensä viemäriverkostoon, vain harvoissa poikkeustapauksissa jätevedet johdetaan suoraan vesistöön (Silvenius 2000). Perkuujätteet käytetään valtaosin turkistarhoilla rehuna (Seppälä ym. 2001). Loput kiinteät jätteet kuljetetaan kaatopaikoille tai kompostoidaan mullaksi.

2.1.2 Tilastot tuotantomääristä ja kulutuksesta

Ainevirta-analyysi on tehty vuosien 2004-2006 tilastotietojen keskiarvon perusteella. Kolmen vuoden keskiarvoa käyttämällä on haluttu pienentää yhden vuoden tilastoissa mahdollisesti olevan epäsäännöllisyyden merkitystä kokonaistarkastelulle. Toisaalta systeemissä analysoitavaa ajanjaksoa ei haluttu ulottaa kauas nykyhetkestä, jotta systeemistä muodostuva kuva vastaisi nykyhetkeä mahdollisimman hyvin. Erityisesti rehunkäytön viime vuosien tehostumisen myötä kymmenenkin vuotta vanha tilasto poikkeaisi nykytilanteesta merkittävästi.

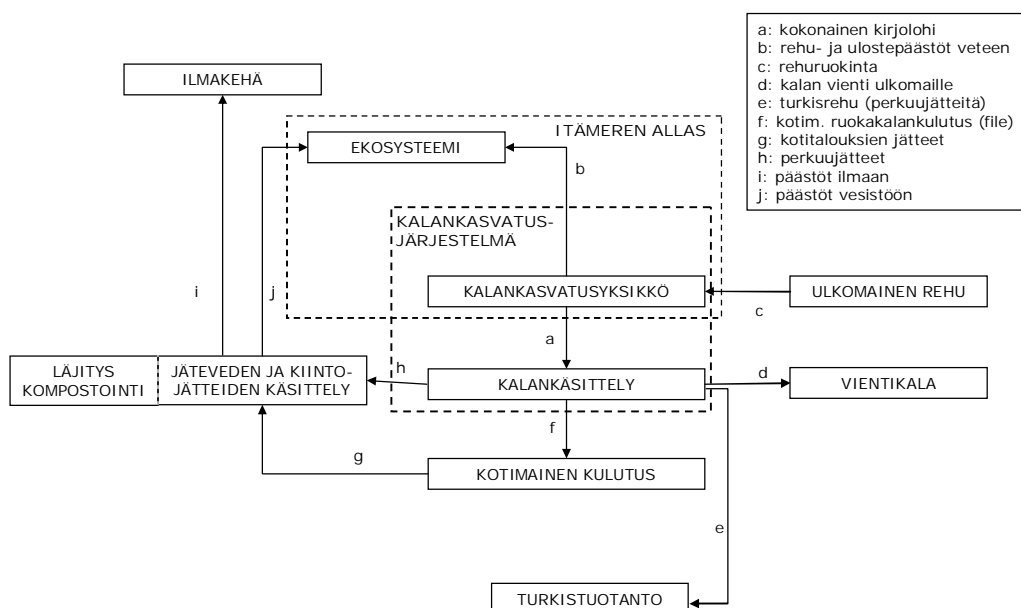
Kasvatetun kalan tuotantomäärien selvittämiseen on käytetty SYKE:n tilastoja, jotka perustuvat kasvattajien ilmoituksiin. Kasvattajien ilmoitukset on 2000-luvun alusta lähtien koostettu VAHTI-tietojärjestelmään, jota ennen tilastojen keruu tapahtui postiitse toimitettavien tietolomakkeiden täytöllä. Samoin käytetyn rehun määrät perustuvat kasvattajien ilmoittamiin määriin, jotka tilastoi Lounais-Suomen ympäristökeskus. Kalan ulkomaankauppaa tilastoi RKTL, joka kerää aineiston tilastoihinsa Tullihallitukselta. Tilastoissa tuotanto- ja kulutusmäärät on ilmoitettu vuosikohtaisesti. Kulutuksen oletetaan olevan kokonaan filettä, jonka määrä kokonaisesta kirjolohesta on saatu saantokertoimen 0,57 mukaan (Karttunen ja Vielma 1993).

Perkuujätteistä 80 % käytetään turkisjätteenä, jäljelle jäävä osuus kuljetetaan kunnalliseen kiintojätteen käsittelyyn (Seppälä ym. 2001). Antikaisen ym. (2005b) mukaan 95% yhteiskunnassa kulutetun ravinnon tpestä ja 98% fosforista kulkeutuu jäteveden tai kiinteän jätteen muodossa jätteenkäsittelyyn. Jätevedenkäsittelyyn ohjautuu 85% tpestä ja 80% fosforista, kiintojätteenä kaatopaikoille tai kompostointiin 15% ja 20% vastaavasti. Jätevedenkäsittelyssä 62% tpestä ja 17% fosforista kulkeutuu vesistöön. Tpestä vapautuu käsittelyssä ilmakehään 17%, jäljelle jäävä typpi ja fosfori päätyvät lietteenä kiintojätteen käsittelyyn.

2.2 Menetelmät

2.2.1 Ainevirta-analyysi

Tätä tutkimusta varten selvitettiin Suomen merialueiden kalankasvatuksen typen ja fosforin virrat vuosina 2004-2006. Tutkimuksessa on käsitelty merialueiden kalankasvatusta, joka kattaa tuotannollisesti yli 80% Suomen kalankasvatuksesta; sisävesien kalankasvatus rajattiin tutkimuksen ulkopuolelle. Kalantuotantojärjestelmään oletetaan tulevan typpeä ja fosforia ainoastaan rehuruokinnan muodossa, typen atmosfäärinen depositio on siis rajattu tarkastelun ulkopuolelle. Samoin kotimaisen rehuntuotannon muu toiminta kuin kalanrehun valmistus on tarkastelun ulkopuolella. Ainevirta-analyysissä selvitettiin ravinteiden (typpi ja fosfori) virtoja rehuntuotannosta ruokinnan kautta vesistöön, eli Itämeren altaaseen. Itämeren allas on tässä tarkastelussa ravinteiden varasto, josta typpeä ja fosforia ei ravinnekiertoon nykyjärjestelmässä palaudu. Samoin oletetaan turkistarhauksen ja jätehuoltojärjestelmään päätyvien ravinteiden varastoituvan niihin järjestelmiin ilmoitettuja virtoja lukuun ottamatta. Sisävesien kalankasvatus on jätetty tarkastelusta pois, vaikka on mahdollista, että myös sisävesien kalankasvatuksesta ravinteita kulkeutuu Itämereen. Ainevirta-analyysissä selvitettiin tarkasteltavassa järjestelmässä kulkevien materiaalien typpi- ja fosforimäärät, joita hyödyntämällä pyrittiin muodostamaan kokonaiskuva järjestelmän typpi- ja fosforivirroista. Kalankasvatusjärjestelmää tarkasteltaessa ravinteiden nettovirtojen systeemiin oletetaan olevan yhtä suuret kuin sieltä pois. Käytännön tasolla tämä tarkoittaa rehun ravinteiden siirtyvän joko tuotettavan kalan kudoksiin tai ympäröivään vesialueeseen. Suomen Itämerellä tapahtuvan kalankasvatuksen systeemimalli on esitelty kuvassa 10.



Kuva 10: Systeemimalli, jossa kalankasvatuksen N- ja P-virrat.

2.2.2 ImPACT-analyysi

ImPACT-analyysi on Waggonerin ja Ausubelin (2002) kehittämä laajennus Commonerin (1972) *IPAT-identity* –menetelmästä. IPAT-menetelmä kehitettiin analysoimaan eri tekijöiden merkitystä tarkasteltavaan ympäristömuutokseen, tarjoten pitkälle yksinkertaistetun menetelmän tekijöiden vaikutussuhteiden määrittämiseen. IPAT:ia on ennen kaikkea käytetty ihmistoiminnan ympäristövaikutusten selvittämiseksi, hyödyntäen kolmea keskeistä muuttujaa: väkilukua, varallisuutta (kulutus tai tuotanto suhteessa väkilukuun) ja teknologia (vaikutus kulutus- tai tuotantoyksikköä kohden). ImPACT on vielä selvemmin poliittisen päätöksenteon apuvälineeksi kehitelty menetelmä, jonka pääperiaatteena on löytää tekijä tai tekijät, joita muuttamalla tarkasteltavaa ympäristövaikutusta voidaan ohjata haluttuun suuntaan (York ym. 2003). IPAT ja ImPACT pohjautuvat ekologisiin periaatteisiin ja ovat perustaltaan tilastollisia malleja, joiden avulla on matemaattisesti mahdollista selvittää miten muutokset eri tekijöissä vaikuttavat lopulliseen ympäristövaikutukseen. IPAT-menetelmässä väkiluku (*P*, *Population*), varallisuus (*A*, *Affluence*) ja teknologia (*T*, *Technology*) saavat aikaan vaikutuksen (*I*). Tämä on esitettävissä yksinkertaisella kaavalla $I = P \cdot A \cdot T$. Yli kolme vuosikymmentä sitten kehitetty IPAT on kohdannut muutoksia *I*, *A* ja *T* –tekijöiden kohdalla sisällön ja suhteiden muuttuessa, väkiluvun merkityksen pysyessä ennallaan. ImPACT-menetelmässä IPAT:iin on lisätty tekijä *C*, kulutus (*Consumption*). Tämän myötä teknologiatérmin *T* sisältöä on muutettu niin, että kulutus (*C*) on tarkasteltavan hyödykkeen kulutus suhteutettuna kansantuloon, jolloin *T*-termiksi muodostuu tarkasteltavan vaikutuksen (*I*) suhde tarkasteltavan hyödykkeen kulutukseen. ImPACT-malli voidaankin esittää yhtälön (1) muodossa

$$(1) \quad I = P \cdot A \cdot C \cdot T$$

ImPACT-mallia on käytetty esimerkiksi energiantuotannon päästöjen liikkeelle panevien voimien selvittämiseen (Saikku ym. 2007). Sekä IPAT että ImPACT lähtevät oletuksesta, että tekijät ovat täysin riippuvaisia toisistaan, eli yhden tekijän kaksinkertaistuessa myös vaikutus kaksinkertaistuu. ImPACT-mallia voidaan käyttää myös vuosittaisten muutosten kuvaamiseen, joita Waggoner ja Ausubel (2002) ovat kuvanneet vastaavilla termeillä *i*, *p*, *a*, *c* ja *t*. Vuosittaisen muutoksen ollessa positiivinen, vaikutus on kasvava ja päinvastoin.

Tässä tutkimuksessa ImPACT-analyysiä käytettiin kuvaamaan eri tekijöiden osuutta kalankasvatuksen aiheuttaman ravinnekuormituksen (yhtälössä termi *I*) muutokseen Suomen merialueilla vuosina 1980-2006. Tarkasteltavina muutostekijöinä olivat Suomen väkiluku (*P*), varallisuus eli bruttokansantuote suhteessa väkilukuun (*A*), kulutus (*C*) eli ruokakalantuotanto suhteessa bruttokansantuoteeseen ja teknologia (*T*) eli ominaispäästö. Tarkasteltavien muutostekijöiden tilastolähteinä toimivat väkiluvun ja BKT:n osalta Tilastokeskuksen tietokannat (Tilastokeskus 2007), ruokakalantuotannon ja ominaispäästöjen osalta Suomen ympäristökeskuksen kalankasvattajilta kokoamat tilastot (SYKE 2007).

Muuttujien P, A, C ja T suhteelliset muutokset laskettiin kolmen vuoden liukuvina keskiarvoina vuosien 1980-2006 tilastoista yhtälöllä (2):

$$(2) \quad \alpha_i e^r = Y_i \quad \text{joka muuttuu yhtälöksi (3):} \quad (3) \quad r = \ln Y_i - \ln \alpha_i.$$

Yhtälössä α on tarkasteltavan ImPACT-muuttujan (i) arvo tietyssä vuonna ja arvo Y seuraavana ($\alpha+1$). Luonnollisen logaritmin arvo on e, jolloin r on vuotuinen kasvunopeus.

3. TULOKSET

3.1 Ainevirta-analyysin tulokset

3.1.1 Typen ja fosforin virrat ja varastot 2004-2006

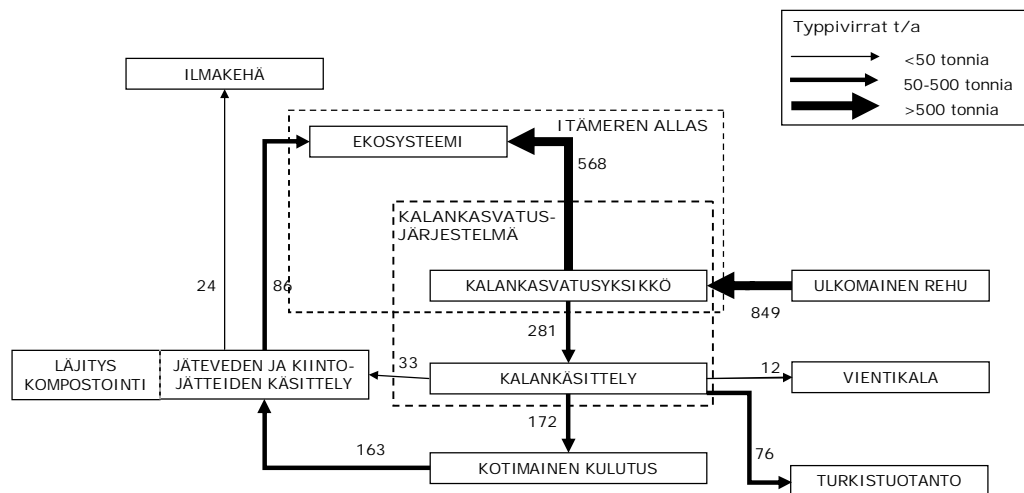
Rehunkulutuksen keskiarvo merialueillamme oli tarkasteltavalla ajanjaksolla 12708 tonnia vuodessa, jonka sisältämät typpi- ja fosforimäärät olivat 849 t ja 118 t vastaavasti (Taulukko 2.). Itämereen virtasi kalankasvatuslaitosten kautta tarkasteltavana ajanjaksona 568 tonnia typpeä ja 83 tonnia fosforia, joka laskettiin rehunkulutuksen ja kalantuotannon erotuksena. Kalantuotanto oli vuosina 2004-2006 keskimäärin 10577 tonnia, jonka typpi- ja fosforisisältö oli 281 t ja 35 t vastaavasti.

Taulukko 2. Kalankasvatuslaitosten typpi- ja fosforivirrat 2004-2006 (tonnia/vuosi).

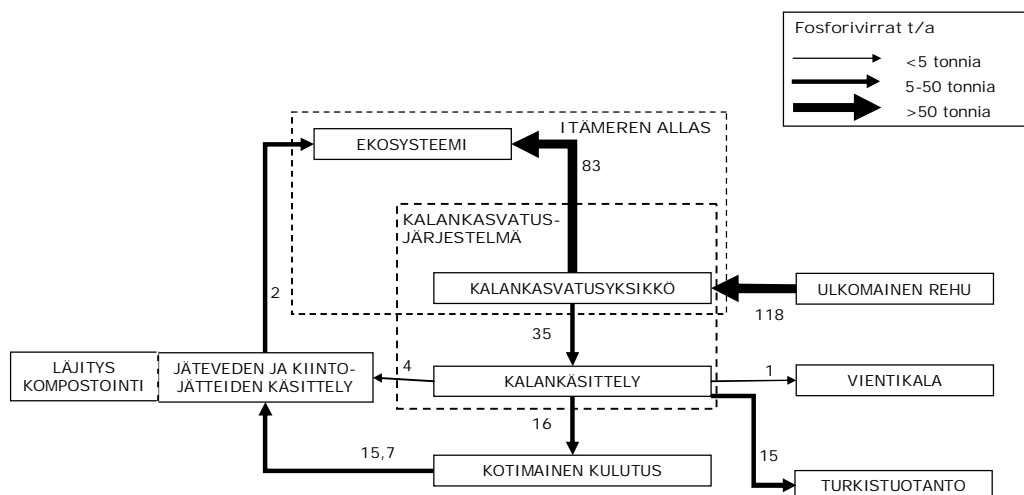
Materiaali		Massa	Typpi	Fosfori
Kalankasvatusjärjestelmä	Rehu	12708	849	118
	Päästöt veteen	2131	568	83
	Perkaamaton kala	10577	281	35
Kalankäsittely	File	6029	162	16
	Perkausjäte turkistarhoille	2960	76	15
	Kiintojätteet	740	20	4
	Jätevedet	529	13	0,8
	Vientikala	433	12	1
	Mäti	299	10	0,2
Jätevesikäsittely	Kotitalouksien jätevedet		139	13
	Päästöt veteen		86	2
	Vedenpuhdistuksen kiintojätteet		29	11
	Päästöt ilmaan		24	-

Kotimaiseen kulutukseen kirjolohta tuotettiin 6029 tonnia filepainona, jonka muodostama ravinnevirta oli typen osalta 162 tonnia ja fosforin osalta 16 tonnia. Perkausjätettä syntyi tarkasteluvuosina keskimäärin 3700 tonnia, josta turkisrehuna käytettiin 2960 tonnia. Näin saadaan turkistarhoille päätyneen typen ja fosforin määriksi 76 t ja 15 t vastaavasti. Kaatopaikoille ja kompostointiin päätyi 20 tonnia typpeä ja 4 tonnia fosforia. Veren (kokonaismäärä 529 tonnia) sisältämä typpi ja fosfori oli kyseisellä ajanjaksolla 13 tonnia ja 0,8 tonnia. Kirjolohta vietiin Suomesta ulkomaille vuosina 2004-2006 keskimäärin 433 tonnia vuodessa, sisältäen 12 tonnia typpeä ja 1 tonnin fosforia. Mätiä tuotettiin 299 tonnia, jonka typpi- ja fosforisisältö oli 10 tonnia ja 0,2 tonnia vastaavasti.

Kotimaisessa kulutuksessa kalan sisältämien ravinteiden oletetaan joko sitoutuvan väestöön tai kulkeutuvan jätteenkäsittelyyn Typen osalta se tarkoittaa 139 t jätevedenkäsittelyyn ja 24 t kiintojätteeksi ja fosforin 13 t ja 3 t vastaavasti. Näin ollen jäteveden mukana vesistöön kulkeutuu 86 tonnia typpeä ja fosforia 2 tonnia. Ilmakehään typpeä vapautuu 24 t. Lietteen mukana kaatopaikoille ja kompostointiin kulkeutuu typpeä 29 t ja fosforia 11 t. Typen ja fosforin virrat on esitetty kuvissa 11. ja 12.



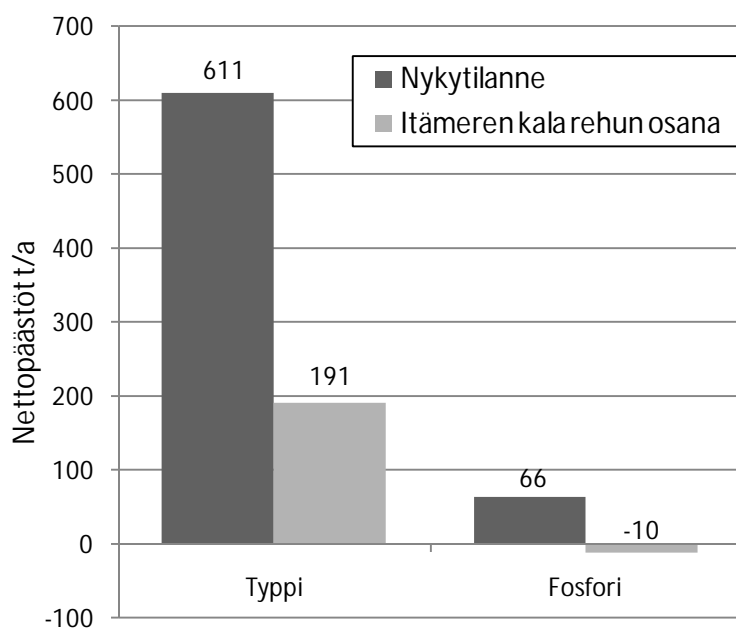
Kuva 11. Typen virrat kalankasvatusjärjestelmässä (tonnia) 2004-2006.



Kuva 12. Fosforin virrat kalankasvatusjärjestelmässä (tonnia) 2004-2006.

3.1.2 Itämeren kalan käytön mahdollinen vaikutus ravinnekiertoon

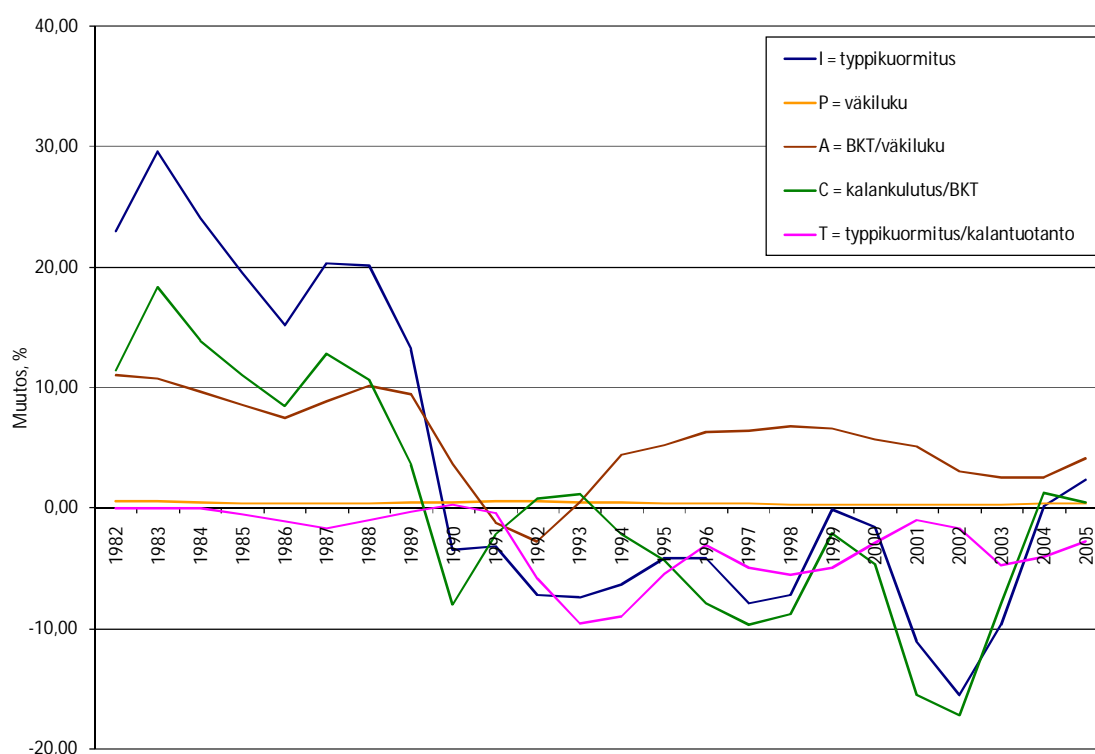
Korvattaessa valtamerikalasta valmistettu kalajauho Itämeren kalasta valmistetulla kalajauholla, tarkoittaisi se 30% rehun kokonaiskulutuksesta. Vuosien 2004-2006 rehunkulutuksen keskiarvosta tämä tarkoittaa 3812 tonnia kalajauhoa. Tämä määrä kalajauhoa sisältää 420 tonnia typpeä ja 76 tonnia fosforia. Jos kaikki valtameristä peräisin oleva kalajauho korvattaisiin Itämeren kalajauholla, typen osalta tämä pienentäisi Itämereen altaaseen päätyvän nettovirran 611 tonnista 191 tonniin, joka on noin 70% vähennys. Fosforin osalta nettovirta muuttuisi negatiiviseksi, 66 tonnin fosforipäästöjen asemesta Itämerestä poistuisi 10 tonnia fosforia vuosittain (Kuva 13.).



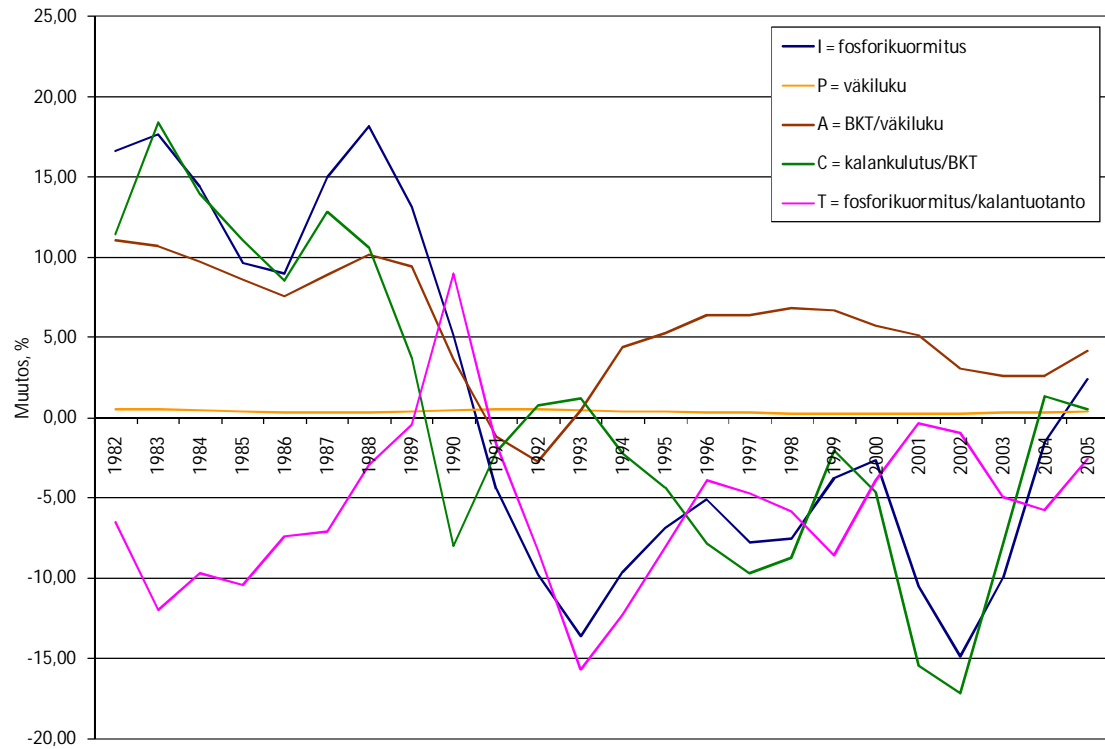
Kuva 13. Typpi- ja fosforivirtojen muutos, jos tuontirehua voitaisiin korvata Itämeren kalasta peräisin olevalla rehulla.

3.2 Typpi- ja fosforivirtojen ImPACT-analyysi

Molempien tarkasteltavien ravinteiden osalta kuormituskehitys (i) oli vuosien 1981-2006 osalta hyvin samankaltainen (Kuvat 14. ja 15.). Muutosnopeudet olivat positiivisia (eli kuormitus kasvoi) 1980- ja 1990-luvun vaihteeseen asti. Muutos kääntyi 1990-luvun alussa sekä typen että fosforin osalta alenevaksi, eli kuormitus väheni aivan viime vuosiin asti, jolloin muutos kääntyi lievästi kohoavaksi molempien ravinteiden osalta. Ravinnekuormitukseen vaikuttavista tekijöistä väkiluku (p) muuttui selvästi vähiten, sen muutoksen vaihdellessa välillä 0,3%-0,6%. Bruttokansantuotteessa kehitys oli positiivista lukuun ottamatta 1990-luvun alun lamakautta, jolloin bruttokansantuote kääntyi laskuun vuosiksi 1991 ja 1992. Varallisuuden muutos (a) vaihteli välillä -5%-12%, vaihdellen näin merkittävästi väkilukua enemmän. Kalankulutus suhteessa bruttokansantuotteeseen (c) kasvoi 1980-luvun loppuun asti, jonka jälkeen kehitys kääntyi alenevaksi. Kulutuksen muutos oli huomattavan suurta, vaihteluvälin ollessa -17%-18%. Teknologian muutos eli kuormituksen suhde (t) kalantuotantoon vähensi kuormituslukua lähes koko tarkastelujakson ajan, vaihteluvälin ollessa typen osalta -10%-0,4% ja fosforin osalta -16%-9%.



Kuva 14. Typpikuormituksen ImPACT-analyysi 1980-2006 (kolmen vuoden liukuva keskiarvo).



Kuva 15. Fosforikuormituksen ImPACT-analyysi 1980-2006 (kolmen vuoden liukuva keskiarvo).

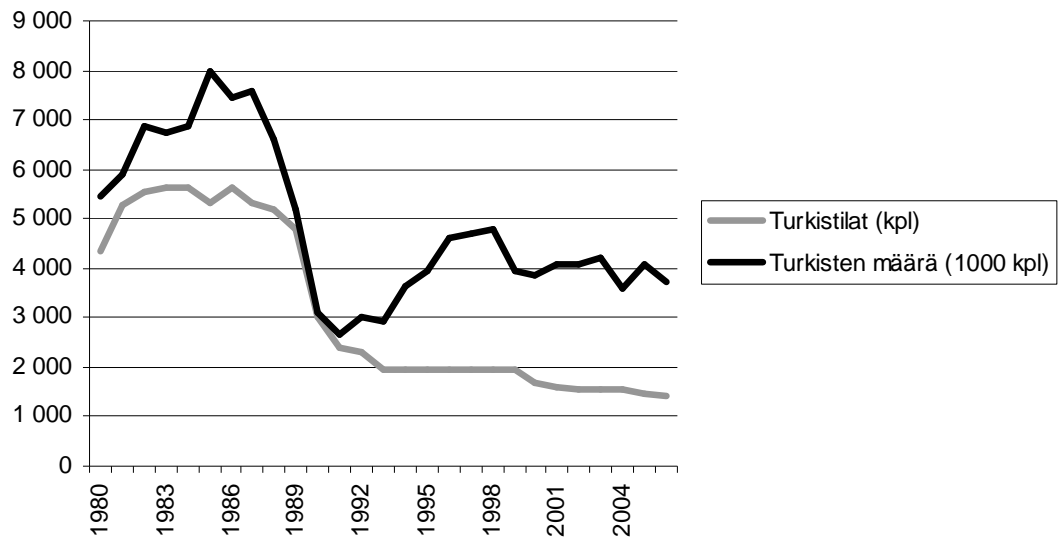
4. TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Typpi- ja fosforivirrat 2004-2006

Kalankasvatusjärjestelmään rehun mukana tulee 849 tonnia typpeä ja 118 tonnia fosforia. Typen ja fosforin virroista noin kaksi kolmasosaa päätyy suoraan vesistöön. Jäljelle jäävät osuudet ohjautuvat kalankäsittelyyn, jossa kokonaisista kaloista erotellaan ihmisravinnoksi käytettävät osat (file, mäti), perkuujätteet kuljetetaan turkistarhoille rehuksi. Ihmisravinnoksi kulkeutuva kala sisältää kokonaiskasvun tyyppästä kaksi kolmasosaa, fosforista noin puolet. Antikainen ym. (2005b) tarkastelivat Suomen ruoantuotantojärjestelmän typpi- ja fosforivirtoja vuosien 1995-1999 osalta, jotka olivat Suomen kalankasvatuksen ja ammattikalastuksen osalta 3700 tonnia typpeä ja 500 tonnia fosforia. Tulos on samaa suuruusluokkaa tämän tutkimuksen tulosten kanssa; kyseisinä vuosina merialueiden kalankasvatuksen osuus oli noin kymmenen prosenttia Suomen ammattimaisesta kalantuotannosta (RKTL 2007a, SYKE 2007), jolloin merikalankasvatuksen osuudeksi voidaan arvioida 370 tonnia typpeä ja 50 tonnia fosforia, kun tässä tutkimuksessa vastaavat luvut ovat 281 tonnia ja 35 tonnia.

Perkausprosessissa syntyvien jätevesien sisältämät typpi- ja fosforimäärät ovat noin 10 % kalankasvun kokonaismäärästä. Kunnallisessa jätteenkäsittelyssä nestemäiset jätteet kulkeutuvat vedenpuhdistamoihin ja kiinteät jätteet pääasiassa kaatopaikoille tai kompostointiin. Fosforin osalta puhdistusprosessit ovat erittäin tehokkaita, noin 90 % fosforista saadaan puhdistettua pois vesistöön laskettavasta vedestä, tyyppästä noin 50 %. Typen osalta on viime vuosina saavutettu merkittäviä parannuksia, parhaimmillaan jätevedestä on saatu poistettua jopa 90 % tyyppästä (Santala ym. 2006). Ilmakehään vapautuu kaasumaista N_2 -tyyppeä puhdistusprosessien anaerobisissa olosuhteissa 24 tonnia, fosforia ei ilmakehään vapaudu. Suoraan vesistöön kulkeutuu jätevedenkäsittelyn läpikäyneet jätevedet, joissa on jäljellä 10 % rehun tyyppästä ja 2 % fosforista.

Turkistuotanto toimii tässä tarkastelussa systeemin ulkopuolisena merkittävänä ravinnonieneluna, johon päättyy neljäsosa kalankasvuun sitoutuneesta tyyppästä ja yli 40 % fosforista. Turkistuotantoon kulkeutuvan fosforin korkea määrä johtuu perkuujätteiden suhteellisen korkeasta fosforisisällöstä. Kalankasvatusjärjestelmästä turkisrehuksi käytettävät perkuujätteet täyttävät turkistarhauksen rehutarpeesta kuitenkin vain pienen osan, noin 0,7 %. Turkistarhauksen ravinnevirroista suuri osa ohjautuu Suomen ulkopuolelle, noin 98 % tuotannosta menee vientiin (STKL 2008a). Suomen turkistarhojen välittömät vesistöä kuormittavat ravinnepäästöt ovat Rekilän ym. (2005) mukaan 53 tonnia typpeä ja 3 tonnia fosforia vuodessa. Turkistarhauksen tuotantoluvut ja työllistämisaikutukset ovat pienentyneet merkittävästi 1980-luvun lopun huippuvuosista (Kuva 16.). Turkistuotannon laskeva trendi saattaa tulevaisuudessa heijastua alentuneen rehutarpeen kautta myös Itämeren kalansaaliiden tarpeeseen ja käyttökohteisiin. Turkistuotannosta mahdollisesti vapautuvat saalismäärät olisi mahdollista hyödyntää kalankasvatuksen rehuraaka-aineena.



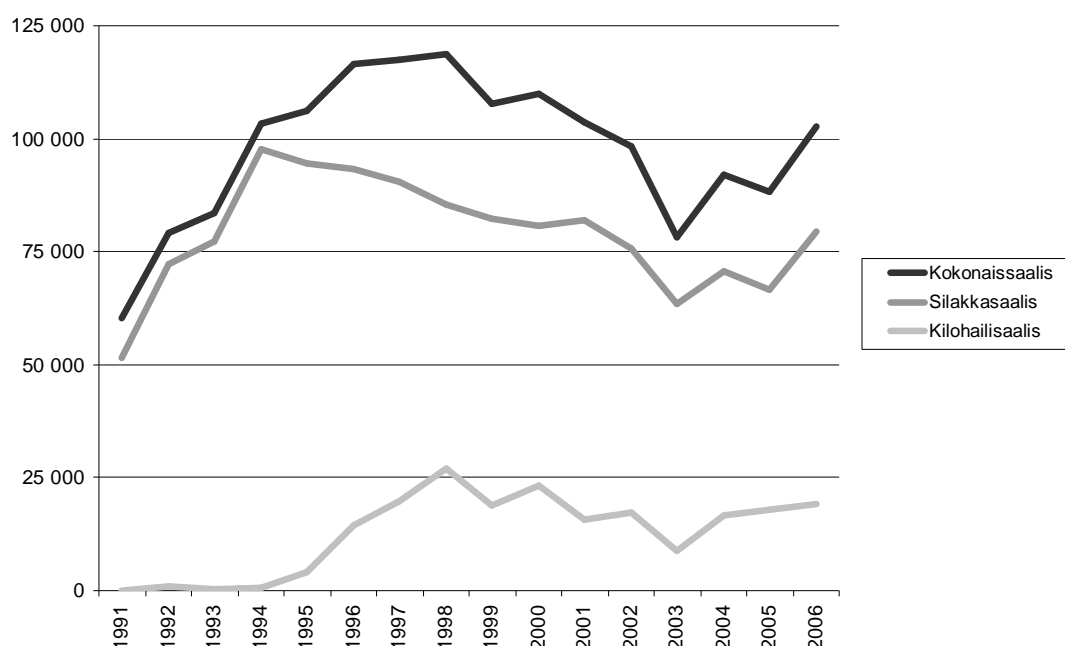
Kuva 16. Turkistuottajien määrä ja nahkojen tuotantomäärä 1980-2006 (STKL 2008b).

4.2 Itämeren kalan käytön mahdollinen vaikutus ravinnevirtoihin

Itämeren kala mahdollistaisi kalankasvatusjärjestelmässä ravinnevirtojen osittaisen sulkemisen Itämeren altaaseen päätyvien ravinnevirtojen osalta. Gyllenhammar ym. (2008) havaitsivat kenttäkokeissaan, että jos kirjolohirehu sisältää 11 % silakkaa, kalankasvatusjärjestelmän nettopäästöt ovat sekä typen että fosforin osalta nolla. Itämeren kalaa käyttämällä 66 tonnin fosforipäästöjen asemesta Itämerestä poistuisi 10 tonnia fosforia vuosittain. Tämä määrä vastaa kolmasosaa Helsingin Veden päästämistä puhdistetuista – noin miljoonan asukkaan – jätevesien fosforipitoisuuksista (Helsingin ympäristötilasto, 2008).

Vuonna 2006 Suomen merialueilla käytettiin kalankasvatuksessa 12,4 miljoonaa kiloa kalanrehua, josta kalajauhon osuudeksi voidaan keskimäärin laskea 30%, eli 3,7 miljoonaa kiloa. Rehunvalmistuksessa raaka kalamateriaali jaotellaan kolmeen pääkomponenttiin; veteen (keskimäärin noin 70% painosta), kiintoaineeseen (20%) ja rasvoihin (10%). Yhden kalajauhokilon valmistamiseen tarvitaan siis keskimäärin viisi kiloa kalaa, ja öljykiloon 10 kiloa kalaa. Tarvittavan kalajauhomäärän tuottamiseen tarvittaisiin 18,5 miljoonaa kiloa kalaa, joka vastaa 18 % merialueidemme vuoden 2006 kalansaaliista (102 miljoonaa kiloa). Kyseessä on siis varsin merkittävä osuus kalansaaliistamme, ja kalajauhon valmistamiseen tarvittavan kalamäärän ohjaamiseen kalanrehutuotantoon sisältyy lukuisia haasteita. Kalan saatavuudelle Itämerestä asettaa rajoituksia mm. ylikansalliset kalastuskiintiöt ja pyyntirajoitukset, ja Laitinen ym. (2005) ennustavatkin sääntelyn yhdentymisen jatkumisen yhä kasvattavan kalastuskiintiöistä syntyviä kansainvälisiä ristiriitoja.

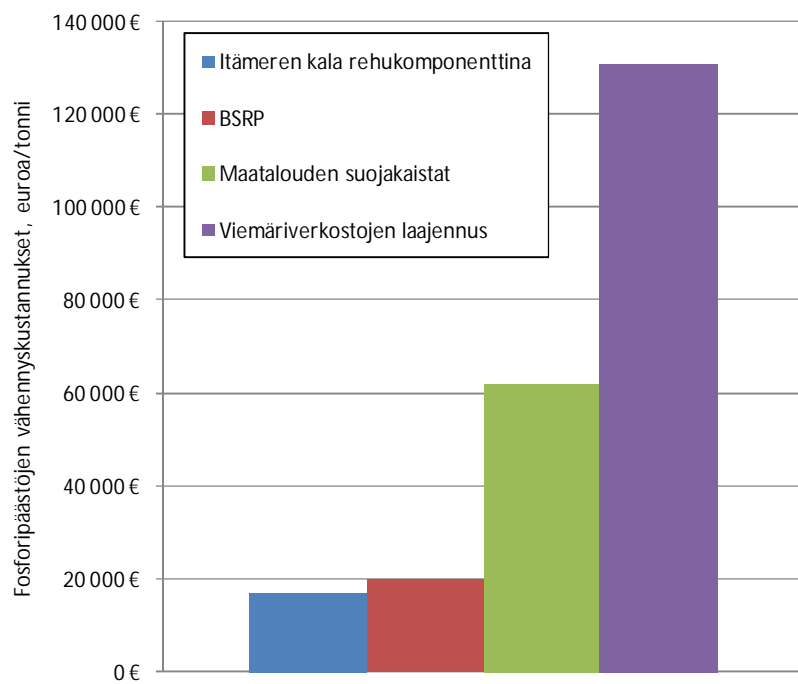
Pohdittaessa Itämeren kalan käyttämistä suomalaisen kalankasvatusteollisuuden rehuraaka-aineena, käytännössä kyseeseen tulevat silakka ja kilohaili, jotka muodostivat 96 % vuoden 2006 Suomen merialueiden ammattikalastuksen saaliista (Kuva 17.).



Kuva 17. Merialueen ammattikalastuksen saalis 1991-2006, tonnia (RKTL 2007a).

Silakan ja kilohailin saalismäärät mahdollistaisivat rehuraaka-aineen tasaisen virran, jonka saavuttaminen muilla saalislajeilla olisi erittäin haasteellista. Jos tasainen saalisvirta kuitenkin saavutettaisiin, muiden kalalajien osuus voisi kuitenkin olla jopa 20 % rehun koostumusta muuttamatta (O. Lerche, 2007. Rehuraisio OY, henkilökohtainen tiedonanto 27.11.2007). Taloudellisesti vähäarvoisten kalalajien (mm. särkikalat) käyttö rehuna saattaisi lisätä kalastuselinkeinon työllisyysvaikutuksia kalastettavan kalamäärän kasvaessa ja nostaa toiminnan käyttöastetta saalispohjan laajentuessa. Lisäksi tuotannon kotimaisuusaste kasvaisi, kun raaka-aineen tuottamisen tulot ohjautuisivat Suomeen. Salo ja Sundell (1996) huomauttavat kalankasvatuksen ja ammattikalastuksen synergiaedusta; kasvatuskalan jatkuva saatavuus vahvistaa yleisesti kalan asemaa vähittäismyymälöissä ja luo näin edellytyksiä myös luonnonkalan myynnille. Tämänkaltaisen yhteistoimintajärjestelmä siis oletettavasti kasvattaisi kalan ja kalatuotteiden tunnettuutta ja kysyntää kuluttajien näkökulmasta.

Itämeren ja Pohjanmeren kaloissa olevat dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ylittävät etenkin silakan ja kilohailin kohdalla EU:n kalajauholle asettaman kynnysarvon, 1,25 ng/kg (Assmuth ja Jalonen 2005). Jotta silakkaa voitaisiin käyttää Suomessa kalankasvatuksessa rehukomponenttina, dioksiini- ja PCB-pitoisuuksia olisi alennettava. Vuonna 2005 Tanskassa aloitti toimintansa ensimmäinen kalankäsittelylaitos maailmassa, jossa kaupallisessa mittakaavassa pystytään poistamaan dioksiinia valmistettavasta kalajauhosta. Nykyään laitoksella on kapasiteettia käsitellä 250 tonnia kalajauhoa päivässä ympäri vuoden. Laitoksen puhdistamisprosessi mahdollistaa Itämerestä peräisin olevasta kalasta valmistettavan kalajauhon dioksiinipitoisuuksien alentamisen EU-vaatimusten mukaisiksi. Dioksiininpoistoa on Suomessa pohdittu, mutta käytännön toimiin ei ole ryhdytty (E. Norrgård, Rehuraisio OY, henkilökohtainen tiedonanto 3.10.2007). Dioksiininpoisto nostaisi rehukustannuksia, joiden tämänhetkinen arvio on 10 senttiä/kg, joka rehun hintaan siirrettynä tarkoittaisi 15 % nousua (O. Lerche, Rehuraisio OY, henkilökohtainen tiedonanto 27.11.2007). Vuosien 2004-2006 keskimääräisen kokonaisrehunkulutuksen ollessa 12 708 tonnia, olisi rehun hinnannousun aiheuttama kustannus 1,27 miljoonaa euroa. Tällä saavutettaisiin 66 fosforitonnin kokonaisvähennys, jolloin fosforitonnin vähentämiskustannuksiksi muodostuisi 17 000 euroa. Menetelmällä päästöt eivät kuitenkaan ainoastaan vähenisi, vaan menetelmällä olisi mahdollista poistaa Itämerestä 10 tonnia fosforia vuosittain. Esimerkiksi HELCOM toteutti vuosina 2004-2007 Baltic Sea Regional Project –nimisen hankkeen (BSRP), jossa pyrittiin vähentämään pääasiassa maatalouden aiheuttamaa hajakuormitusta Itämereen. Kyseisessä projektissa fosforitonnin keskimääräiseksi poistokustannukseksi muodostui 20 000 euroa keskitettäessä toimet kustannustehokkaimpiin kohteisiin erityisesti puolalaisessa maataloudessa (NEFCO 2007). Fosforitonnin vähentämiskustannuksia Suomessa on tutkittu pääosin yhdyskuntajätteiden, mutta myös jonkin verran myös maatalouden osalta. Kustannustehokkain keino vähentää fosforipäästöjä maataloudessa on suoja- ja istutusrakentaminen peltojen reunoille, yhdyskuntajätteiden kuormituksen pienentämiseksi taas viemäriverkoston laajennus haja-asutusalueille olisi kustannustehokkainta (Hiltunen 2003). Vertaillaessa fosforitonnin vähentämiskustannuksia eri menetelmin, voidaan havaita menetelmän olevan erittäin kilpailukykyinen Suomessa suoritettavaksi toimenpiteeksi (Kuva 18.).



Kuva 18. Fosforitonin vähentämiskustannuksia eri menetelmillä (Hiltunen 2003, Nefco 2007).

4.3 Kalankasvatuksen typpi- ja fosforikuormitukseen vaikuttaneet tekijät 1980-2006

Kalankasvatuksen aiheuttamat typpi- ja fosforikuormituksen muutokset olivat koko tarkastelujakson ajan hyvin samankaltaiset, sillä molemmat ravinteet ovat tarkastelussa peräisin samasta lähteestä, rehusta. Typpi- ja fosforikuormitus kasvoivat 1980-luvun samaa vauhtia kalankulutuksen kasvun kanssa, ja kääntyivät laskuun 1990-luvun taitteessa, jonka jälkeen kuormitus on pysynyt laskussa molempien ravinteiden osalta.

Suomen väkiluku kehittyi tasaisen hitaasti tarkastelujakson ajan, eikä sen voida katsoa vaikuttaneen kalankasvatuksen aiheuttaman kuormituksen muutoksiin. Varallisuus, eli henkeä kohti suhteutettu bruttokansantuote, kasvoi kohtalaisesti koko tarkastelujakson, lukuun ottamatta lamavuosien notkahdusta 1990-luvun alussa. Kalankulutuksen romahdus ajoittuu samaan ajankohtaan varallisuuden laskun kanssa, johon voi olla syynä kuluttajien siirtyminen edullisempiin elintarvikkeisiin.

Kotimaisen kasvatetun kalan kulutus kasvoi 1980-luvulla sekä reaalisesti että suhteessa BKT:hen lamavuosiin asti, mutta kääntyi laskuun 1990-luvun vaihteessa. Viime vuosina kotimaisen kasvatetun kalan kulutus on pysynyt suurin piirtein muuttumattomana. Suomessa kalan kulutus henkeä kohden on kasvanut, mutta kasvusta on vastannut yksinomaan ulkomailta tuotu kala. Norjalaista merilohta alkoi tulla Suomessa markkinoille 1990-luvun alussa, jonka voidaan katsoa kilpailleen suomalaisen kasvatetun kirjolohen kanssa (RKTL 2001). Tarkasteltaessa vuosia 1980-2006, voidaan nähdä ajanjaksoon merialueiden kalankasvatuksen keskeisimmät muutokset; 1980-luvun nousu ja 1990-luvun lasku ja vakiintuminen. Rehuteknologinen kehitys jatkui koko tarkastelujakson (1980-2006), joka on näkyi tuotettua kalakiloa kohden tuotettujen typpi- ja fosforimäärien laskussa. Rehuteknologinen kehitys ei kuitenkaan yksin selitä kuormituksen laskua, vaan myös muutokset tuotantoluvuissa ovat vaikuttaneet kuormituksen vähentymiseen.

4.4 Epävarmuustekijöitä

4.4.1 Menetelmät

Bey (2001) pitää ainevirta-analyysin – ja teollisen ekologian ylipäänsä – mahdollisena heikkoutena tutkimuksen keskittämistä yksittäisten prosessien tarkasteluun, kun kestävä kehityksen saavuttamiseksi tarkastelutaso olisi pidettävä systeemien tasolla. Ainevirta-analyysi kokoa olemassa olevaa informaatiota yhteen, joka mahdollistaa mm. erilaisten aineiden virtojen keskinäisen vertailun. Ongelmaksi saattaa kuitenkin muodostua se, että ainevirta-analyysi on usein erittäin aikaa vievä, ja vaatii laatijaltaan vahvaa asiantuntemusta aiheesta (Lindqvist ja Malmborg 2004). Danius (2002) pitääkin ainevirta-analyysiä ennemmin tietoaamme tarkasteltavasta järjestelmästä lisäävänä opetusvälineenä, kuin poliittisia päätöksiä ohjaavana työkaluna. Ainevirta-analyysi on suoraviivainen työkalu; sen avulla on mahdollista tarkastella vain yhtä ainetta kerrallaan, tarkasteltavan aineen eri muotoja tai korvaavia aineita ei voida analyysiin sisällyttää. Lisäksi ainevirta-analyysistä puuttuu linkit sosioekonomisiin järjestelmiin, jotka kuitenkin vaikuttavat suuresti aineiden virtoihin (Antikainen ym. 2005a). Ainevirta-analyysillä voidaan kuitenkin tutkia tarkasti yhden aineen virtoja ja varastoja laajassakin järjestelmässä.

ImPACT-analyysi on myös suoraviivainen, matemaattinen malli, joka väistämättä yksinkertaistaa tarkasteltavaa järjestelmää. Roca (2002) pitää IPAT- tai ImPACT-analyysiä hyvänä lähtökohtana tietyn ympäristövaikutuksen tekijöiden määrittelyssä. Kuitenkin ImPACT-kaavasta saattaa unohtua keskeisiä tekijöitä pois, ”ellemme mene huomattavasti kaavan tuolle puolen”. ImPACT-analyysiä on kritisoitu mm. yksilönvalintojen vaikutusten (Schulze 2002) sekä ympäristön kantokyvyn ja kynnysarvojen puuttumisesta (Orians ja Skumanich 1997).

Tässä tutkimuksessa tarkasteltava järjestelmä on rajattu niin, että vain Itämeren altaassa sijaitsevat suomalaiset kalankasvatussyksiköt on otettu huomioon. Sisävesien kalankasvatus on jätetty tutkimuksen ulkopuolelle, lähinnä koska on erittäin vaikea arvioida sisävesistä Itämereen kulkeutuvien ravinteiden määrää. Jos tarkastelu olisi rajattu yhtäältä tietyn kunnan kalankasvatukseen tai toisaalta koko Itämeren valuma-alueen kalankasvatukseen, olisivat tulokset olleet erilaiset. Yleisesti ottaen, mitä pienempi tarkasteltava järjestelmä on, sitä enemmän siihen vaikuttaa ulkoisia tekijöitä (Antikainen ym. 2005a). Tutkimuksessa ei ole tehty eroa typen ja fosforin eri yhdisteiden välillä, vaikka biologisesti kyseisten alkuaineiden eri yhdisteet ovat varsin erilaisia käyttökelpoisuudeltaan. Itämeressä keskeinen ”noidankehä”, jossa pohjasedimentin fosforia vapautuu hapettomissa oloissa kasvaneen ravinnekuormituksen seurauksena, on myös jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Kalankasvatuksesta aiheutuvat ravinnepäästöt ovat pistemäisiä päästöjä, joiden rehevöittävät vaikutukset eivät välttämättä ole lineaarisia, vaan asteittaisia. Paikallisten ns. kynnysarvojen määrittäminen on silloin keskeistä päästöjen vaikutuksen ennustamiseksi (Tamminen ja Andersen 2007).

4.4.2 Tilastot

Käytetyissä tilasto-aineistoissa ei ilmoitettu virhemarginaalia tai vaihteluväliä. On kuitenkin oletettavissa, että tilastoiduissa tuotantomäärissä, rehunkulutuksessa ja ravinnepäästöissä on jonkinasteisia poikkeamia todellisista määristä (R. Savolainen, RKTL, henkilökohtainen tiedonanto 2.2.2008).

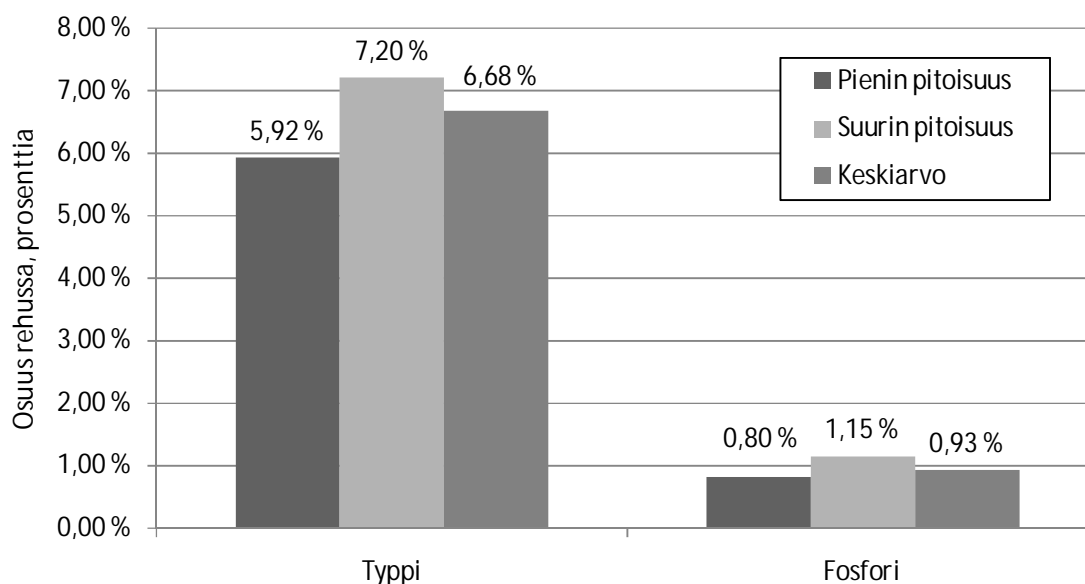
Tutkimuksessa käytettiin ruokakalan tuotantomäärien osalta Suomen Ympäristökeskuksen VAHTI-tietojärjestelmään kokoamia tilastoja. RKTL kokoaa myös kalankasvatuksen tuotantomääriä, mutta tilastoitava yksikkö on eri: SYKE tilastoi kalan kokonaiskasvua, jossa ei ole mukana poikaskalan alkupainoa, kun taas RKTL tilastoi myyntimääriä, jossa poikaspainon osuutta ei otata huomioon. Tilastoissa on tästä syystä suuria eroja (Kuva 19.), mutta vaihtelua voi aiheuttaa myös tilastojen keruutapa; molemmat tahot lähettävät kasvattajille vuosittain postitse lomakkeet, joihin kasvattaja täyttää tuotanto- ja kuormitustiedot. Kaikilta kasvatuslaitoksilta tietoja ei saada, jolloin tilaston tiedot kyseisten laitosten osalta joudutaan arvioimaan. Lisäksi inhimillisen erehdyksen vaara lomakkeita täytettäessä on olemassa.



Kuva 19. RKTL:n ja SYKE:n erot tilastoiduissa kalan tuotantomäärissä 1991-2006.

4.4.3 Rehu ja kalatuotteet

Rehujen ravintoarvot on koostettu kahden valmistajan eri rehujen tiedoista: typen ja fosforin määränä on käytetty kaikkien Suomessa käytettävien kasvatusrehujen keskiarvoa kyseisille ravinteille. Keskiarvon käyttö ei välttämättä vastaa todellista tilannetta, mutta vaihteluväli eri rehuissa oli melko pieni (Kuva 20.).



Kuva 20. Rehujen typpi- ja fosforipitoisuuksien suurimmat ja pienimmät arvot sekä keskiarvo.

Kokonaisesta kalasta saatavien tuotteiden (file, mäti, perkuujätteet) on käytetty kirjallisuudesta saatuja arvoja, jotka saattavat poiketa todellisista saantoluvuista, esimerkiksi inhimillisen tekijän vaikutuksesta (perkuutekniikka ym.).

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Kalan kulutus on vahvassa kasvussa niin Suomessa kuin maailmalla. Kala nähdään terveellisenä ja kevyenä ravintona, lisäksi lihantuotantoon liittyvät eettiset kysymykset voivat myös vaikuttaa kalankulutusta lisäävästi. Kalankulutukseen vähentävästi saattaa vaikuttaa joidenkin kalojen korkeahkot myrkkypitoisuudet (esim. elohopea, dioksiinit), ja terveysviranomaiset ovatkin antaneet suosituksia tiettyjen kalojen syömisen rajoittamisesta. Toisaalta kaloissa, etenkin rasvaisissa lohikaloissa, olevien rasvahappojen suotuisat terveysvaikutukset puoltavat kalankulutusta. Yhä suurempi osa kulutetusta kalasta on kasvatettua, kun maailman kalakannat ovat yhä voimakkaamman kalastuspaineen alaisina, eikä saalismääriä voida kasvattaa kulutuksen mukaisesti. Kalankasvatuksen tuotantomäärien lisääntyessä on myös todennäköistä, että kalankasvatukseen liittyvät ongelmat lisääntyvät. Lisäksi muita vaikutuksia ovat mm. lääkeaineiden sekä altaissa käytettävien ns. antifouling-aineiden kulkeutuminen vesistöön ja kasvatuskarkulaisten aiheuttamat muutokset ympäröivissä ekosysteemeissä.

Ravinnekuormitus ja siitä aiheutuva vesistöjen rehevöityminen on varsinkin Suomessa koettu kalankasvatuksen suurimmaksi yksittäiseksi ympäristöongelmaksi. Itämeren rehevöitymisestä on tullut jokamiehen puheenaihe, ja rehevöitymisen ongelmia kohtaa yhä suurempi joukko toimijoita: ammatti- ja vapaa-ajan kalastajat, mökkiläiset, sukeltajat, veneilijät, ranta-asukkaat; vain muutamia mainitakseni.

Kalankasvatusjärjestelmässä kiertävät ravinteet ovat peräisin rehusta, joilla kaloja ruokitaan. Suomessa käytettävien rehujen raaka-aineet ovat peräisin Itämeren valuma-alueen ulkopuolelta, valtaosin Atlantista. Yksinkertaistettuna Atlantin ravinteita siirretään suomalaisen kalankasvatusjärjestelmän kautta sekä Itämeren valuma-alueelle että suoraan Itämeren altaaseen. Kaikesta teknologisesta kehityksestä huolimatta kaksi kolmasosaa rehun sisältämistä ravinteista päätyy edelleen suoraan kasvatusaltaita ympäröivään vesistöön. Rehujen koostumus ja ravintosisältö on hyvin pitkälle optimoitu niin, ettei aineenvaihdunnan ja hukkarehun määrää ole merkittävästi mahdollista alentaa. Merikasvatuksessa puhdistus- ja lietteenkeruujärjestelmät ovat liian kalliita kustannustehokkaan kalantuotannon kannalta, jolloin keinovalikoima ravinnekuormituksen vähentämiseksi pienenee olennaisesti.

Siirryttäessä yksittäisen kalankasvatusyksikön tarkastelutasolta koko Itämeren altaan käsittävään perspektiiviin, on löydettävissä keinoja, joilla ravinnekuormitusta Itämereen voitaisiin vähentää. Yhtenä lähestymistapana voisi olla ravinteiden kierron sulkeminen niin, että Itämeren valuma-alueen ulkopuolelta peräisin olevia rehuraaka-aineita korvattaisiin sen sisäpuolelta saatavilla raaka-aineilla. Tutkituin ja todennäköisesti helpoimmin tehtävä korvaaminen olisi Atlantin sillistä tehtävän kalajauhon korvaaminen Itämeren kalasta tehdyllä jauholla. Jos käytettävä kalaraaka-aine olisi silakkaa tai kilohailia, voitaisiin siitä valmistettavaa kalajauhoa käyttää ilman, että rehujen koostumusta tarvitsisi muuttaa. Lisäksi kalajauhon valmistusprosessissa olisi mahdollista poistaa silakassa olevia ympäristömyrkyjä – dioksiinia ja PCB-yhdisteitä – siinä määrin, että lopputuotteena olevassa kirjolohessa ko. myrkyjen pitoisuuden pysyisivät asetettujen normien rajoissa.

Itämeren kalasta valmistettavan kalajauhon kustannukset nostaisivat jonkin verran rehun hintaa. Lisäkustannusten jakaminen eri toimijoiden välillä saattaisi osoittautua hankalaksi. Kalankasvatuselinkeinolla tuskin olisi edellytyksiä kustantaa itse kohonneita kustannuksia, vaan lisäkustannukset siirrettäisiin lopputuotteen, eli kuluttajalle myytävän elintarvikkeen

hintaan. Korkeampi kotimaisen kirjolohen hinta taas saattaisi siirtää kulutuksen painopistettä tuontilohen suuntaan, jolloin ravinnevähennysten merkitys pienentyisi tuotantovolyyymien laskun seurauksena. Jos taas rehukustannusten nousu kompensoitaisiin julkisin varoin, tarvittava poliittinen päätöksenteko voisi osoittautua vaikeaksi. Kalankasvatuksen aiheuttama Itämeren typpi- ja fosforikuormitus ei riipu ainoastaan kasvatuksen tehokkuudesta, vaan myös kuluttajien käyttäytyminen vaikuttaa ilmeisen suoraviivaisesti ravinnekuormitukseen: mitä enemmän kalaa tuotetaan sitä enemmän ravinteita järjestelmässä kiertää. On huomattava, että esimerkiksi jätevedenpuhdistuksella pystytään poistamaan jätteen sisältämästä fosforista noin 90 %, joten elintarvikkeeksi käytettävän kalan fosforista suuri osa sitoutuu terrestrisiin varastoihin.

Ravinteiden kierron sulkemisella olisi mahdollista saavuttaa yllättävän suuret ravinnekuormituksen pienennykset: jos Suomen merialueiden kalankasvatuksessa siirryttäisiin käyttämään Itämeren kalasta valmistettua kalajauhoa rehun osana, saavutetaan sillä edellä mainittujen HELCOM:in koko Suomen vähentämistavoitteista typen osalta 35% ja fosforin osalta 44%. Fosforin osalta luvussa on nettopäästöjen oletettu putoavan nolnaan, vaikka voi olla, että fosforia poistuisi Itämeren altaasta 10 tonnia vuodessa, eli vaikutus voisi olla vielä suurempi. Kierrosta poistuva fosfori sitoutuisi mm. ihmisväestöön, maa-ainekseen ja kaatopaikkajätteeseen, joista fosfori ennen pitkää kuitenkin vapautuu biokemialliseen kiertokulkuun ja saattaa kulkeutua Itämereen.

Kalakantojen kestävyys saattaa myös asettaa rajoituksia Itämeren kalan käytölle. Toisaalta kalansaaliit ovat merialueillamme olleet viime vuosina kasvussa, joka luo parempia edellytyksiä saaliskalan käytölle rehuraaka-aineena. Lisäksi nykyään hoitokalastus on vakiintunut keino ns. vähäarvoisten kalojen poistamiseksi vesistöstä ravinteiden poistamiseksi, ja jonka saalista voidaan myös käyttää Itämerestä peräisin olevana rehuraaka-aineena.

Paikallisen kuormituksen kasvaminen voi kuitenkin aiheuttaa ongelmia ja ristiriitoja, joiden ratkaisemiseksi ja ennakkoimiseksi mm. ravinnevirtojen kulkeutumista ja ekologisia vaikutuksia on tutkittava lisää. Yhtäältä paikallinen rehevöityminen saattaa vaikuttaa negatiivisesti Ahvenanmaan ja Saaristomeren ranta-asukkaiden ja mökkiläisten viihtyvyyteen, toisaalta Itämeren altaan nettokuormituksen vähentyessä voi koko Itämerta tarkasteltaessa ravinnetilanne kohentua. Nettokuormitus-käsitteen käyttöönotto Itämeren rehevöitymisen ehkäisyssä edellyttää myös pohdintaa valtioiden välisistä taakanjakomalleista. Voidaanko koko Itämeren edun nimissä lisätä rannikkomme ravinnekuormaa?

LÄHTEET

- Allais, O. ja Nichèle, V. 2007. Capturing structural changes in French meat and fish consumption over the period 1991-2002. *European review of agricultural economics* 34 (4): ss. 517-538.
- Antikainen, R., Dahlbo, H., Melanen, M. ja Ollikainen, M. 2005. Decision support approaches: life cycle assessment (LCA) and substance flow analysis (SFA). In: Jalkanen, A., Nygren, P. (toim.). *Sustainable use of renewable natural resources - from principles to practices*. 17 s. University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications.
- Antikainen, R., Lemola, R., Nousiainen, J., Sokka, L., Esala, M., Huhtanen, P. ja Rekolainen, S. 2005. Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. *Agriculture, ecosystems & environment* 107 (2-3): ss. 287-305.
- Assmuth, T. ja Jalonen, P. 2005. Risks and management of dioxin-like compounds in Baltic Sea fish: An integrated assessment. *TemaNord*.
- Ayres, R. 1989. Industrial metabolism and global change. *International social science journal* 41 (3): ss. 363 -373.
- Bey, C. 2001. Quo Vadis Industrial Ecology? *Greener Management International* 34: ss. 35-42.
- Bonsdorff, E., Rönnerberg, C. ja Aarnio, K. 2002. Some ecological properties in relation to eutrophication in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 475/476: ss. 371–377.
- Brander, K. 2007. Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (50): ss. 19709–19714.
- Bringezu, S. ja Moriguchi, Y. 2002. Material flow analysis. Luku 8: Ayres, R.U. ja Ayres L. (toim.): *Handbook of Industrial Ecology*. Edward Elgar Publishers.
- Brunner, P. ja Rechberger, H. 2004. *Practical handbook of material flow analysis*. CRC Press.
- Carnahan, J. ja Thurston, D. 1998. Tradeoff Modeling for Product and Manufacturing Process Design for the Environment. *Journal of industrial ecology* 2: ss. 79-92.
- Cleveland, C. ja Ruth, M. 1999. Indicators of dematerialization and the materials intensity of use. *Journal of industrial ecology* 2 (3): ss. 15-50.
- Commoner, B. 1972. The Closing Circle. *Bulletin of the atomic sciences* 28 (17): 42–56. (Waggoner 2002)
- Coloso, R., King, K., Fletcher, J., Hendrix, M., Subramanyam, M., Weis, P. ja Ferraris, R. 2003. Phosphorus utilization in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed practical diets and its consequences on effluent phosphorus levels. *Aquaculture* 220: ss. 801–820.

- Danius, L. 2002. Data uncertainties in material flow analysis. Local case study and literature survey. Lisensiaattityö. Dept. of Chemical Engineering & Technology, Royal Institute of Technology.
- Degerholm, J., Gundersen, K., Bergman, B. ja Söderbäck, E. 2006. Phosphorus-limited growth dynamics in two Baltic Sea cyanobacteria, *Nodularia* sp. and *Aphanizomenon* sp. *FEMS Microbiology Ecology* 58: ss. 323-332.
- Delgado, C., Rosegrant, M., Wada, N., Meijer, S. ja Ahmed, M. 2002. Fish as food – projections to 2020 under different scenarios. MTID discussion papers 52, International Food Policy Research Institute (IFPRI).
- Dugdale, R. 1967. Nutrient Limitation in the Sea: Dynamics, Identification, and Significance. *Limnology and Oceanography* 12 (4): ss. 685-695.
- Ehrenfeld, J. 1997. Industrial ecology: a framework for product and process design. *Journal of cleaner production* 5 (1-2): ss. 87-95.
- Ellingsen, H. ja Aanondsen, S. 2006. Environmental impacts of wild caught cod and farmed salmon - a comparison with chicken. *The international journal of life cycle assessment* 11 (1): ss. 60-65.
- Elmgren, R. 2001. Understanding human impact on the Baltic ecosystem: Changing views in recent decades. *Ambio* 30 (4): ss. 222-231.
- FAO. 2007. The state of world fisheries and aquaculture 2006. FAO.
- FAOSTAT. 2007. YK:n elintarvike- ja maatalousjärjestö FAO:n tilastotietokanta. <http://faostat.fao.org/>. Luettu 3.11.2007.
- Frink, C., Waggoner, P. ja Ausubel, J. 1999. Nitrogen fertilizer: Retrospect and prospect. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96 (4): ss. 1175–1180.
- Frosch, R. 1992. Industrial Ecology: A Philosophical Introduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 89: ss. 800-803.
- Galloway, J. 1998. The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution* 102: ss. 15-24.
- Goldburg, R. ja Naylor, R. 2005. Future seascapes, fishing, and fish farming. *Frontiers in ecology and the environment* 3 (1): ss. 21-28.
- Graedel, T. ja Allenby, B. 2003. *Industrial Ecology*. Pearson Education.
- Grainger, R. 1996. Recent Trends in Global Fishery Production. FAO.
- Griffin, D., Kellogg, C. ja Shinn, E. 2001. Dust in the Wind: Long Range Transport of Dust in the Atmosphere and Its Implications for Global Public and Ecosystem Health. *Global Change & Human Health* 2 (1): ss. 20-33.

- Grönroos, J., Seppälä, J., Silvenius, F. ja Mäkinen, T. 2006. Life cycle assessment of Finnish cultivated rainbow trout. *Boreal Environment Research* 11: ss. 401-414.
- Gyllenhammar, A., Håkanson, L. ja Lehtinen, K-J. 2008. A mesocosm fish farming experiment and its implications for reducing nutrient load on a regional scale. *Aquacultural Engineering* 38: 117-126.
- HELCOM. 2004. The fourth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-4). *Baltic Sea Environment Proceedings* 93.
- HELCOM. 2007. The Baltic Sea Action Plan. HELCOM.
- Helsingin ympäristötilasto. <<http://www.helsinginymparistotilasto.fi/>> Luettu 11.1.2008.
- Hiltunen, M. 2003. Talousjätevesien käsittely viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla. Suomen ympäristökeskuksen moniste 275.
- Hirsch, R., Bezdek, R. ja Wendling, R. 2005. Peaking of world oil production and its mitigation. *American Institute of Chemical Engineers Journal* 52: ss. 2-8.
- Hukkinen, J. 2001. Eco-efficiency as abandonment of nature. *Ecological economics* 38: ss. 311-315.
- Isosaari, P., Vartiainen, T., Hallikainen, A. ja Ruohonen, K. 2002. Feeding trial on rainbow trout: comparison of dry fish feed and Baltic herring as a source of PCDD/Fs and PCBs. *Chemosphere* 48 (8): ss. 795-804.
- Karttunen, E. ja Vielma, J. 1993. Kalankasvatus & ympäristö. Suomen Kalankasvattajaliitto Ry.
- Laitinen, J., Honkanen, A., Kettunen, J., Koskela, J., ja Meristö, T. 2005. Kalatalouden tulevaisuus – 2. Väliraportti: "Mitkä ovat mahdolliset maailmat?" Kala- ja riistaraportteja 347. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.
- Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J. ja Elmgren, R. 2001. Baltic Sea nitrogen fixation estimated from the summer increase in upper mixed layer total nitrogen. *Limnology and Oceanography* 46 (4): ss. 811-820.
- Lehtoranta, J. 2003. Dynamics of sediment phosphorus in the brackish Gulf of Finland. *Monographs of the boreal environment research* 24.
- Levinton, J. 2001. *Marine Biology: Function, Diversity and Ecology*. Oxford University Press.
- Lifset, R. ja Graedel, T. 2001. *Industrial Ecology: Goals and Definitions*. Luku 9: Ayres, R.U. ja Ayres L. (toim.): *Handbook of Industrial Ecology*. Edward Elgar Publishers.
- Lindqvist, A. ja von Malmborg, F. 2004. What can we learn from local substance flow analyses? The review of cadmium flows in Swedish municipalities. *Journal of Cleaner Production* 12 (8-10): ss. 909-918.

- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute.
- Moisander, P., Steppe, T., Hall, N., Kuparinen, J. ja Paerl, H. 2003. Variability in nitrogen and phosphorus limitation for Baltic Sea phytoplankton during nitrogen-fixing cyanobacterial blooms. *Marine Ecology Progress Series* 262: ss. 81–95.
- Mozaffarian, D. ja Rimm, E. 2006. Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *Journal of the American medical association* 296 (15): ss. 1885 -1899.
- Myrberg, K., Leppäranta, M. ja Kuosa, H. 2006. Itämeren fysiikka, tila ja tulevaisuus. Yliopistopaino.
- MTT. 2007. Maatalous Itämeren rehevöittäjänä. Maa- ja elintarviketalous 96.
- Nausch, G., Nehring, D. ja Aertebjerg, G. 1999. Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea. *Limnologica* 29: ss. 233-241.
- Naylor, R., Goldburg, R., Primavera, J., Kautsky, N., Beveridge, M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H. ja Troell, M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405 (6790): ss. 1017-1024.
- Nefco. 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan. Background document on financing and cost efficiency. Case: eutrophication. Nordic Environment Finance Corporation.
- Orians, C. ja Skumanich, M. 1995. The population-environment connection – What does it mean for environmental policy? U.S. Environmental Protection Agency.
- Pitkänen, H. 2004. Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset. Suomen ympäristö 669.
- Rekilä, R., Vertanen, P. ja Rekilä, T. 2005. Turkistilan ympäristökäsikirja. MTT.
- Rembold, C., Hites, R., Foran, J., Carpenter, D., Hamilton, M., Knuth, B. ja Schwager, S. 2004. The health benefits of eating salmon. *Science* 305: s. 475.
- Rickertsen, K., Kristofferson, D ja Lothe, S. 2003. Effects of health information on Nordic meat and fish demand. *Empirical economics* 28: ss. 249-273.
- RKTL. 2001. Kalatalous aikasarjoina. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tilastoja.
- RKTL. 2007. Ammattikalastus merellä 2006. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tilastoja.
- RKTL. 2007. Vesiviljely 2006. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tilastoja.
- RKTL. 2008. < http://www.rkti.fi/tilastot/talous_markkinatilastot/kalan_kulutus/ > Luettu 28.1.2008.
- Roca, J. 2002. The IPAT formula and its limitations. *Ecological economics* 42 (1-2): ss. 1-2.

- Ruohonen, K., Vielma, J. ja Grove, D. 1998. Comparison of nutrient losses into the water from rainbow trout culture based on fresh Baltic herring, moist and dry diets. *Aquaculture International* 6: ss. 441–450.
- Ruth, M. 1998. Indicators of dematerialization and the materials intensity of use. *Journal of industrial ecology* 2 (3): 15-50.
- Rönnberg, C. ja Bonsdorff, E. 2004. Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia* 514: ss. 227–241.
- Saikka, L., Antikainen, R. ja Kauppi, P. 2007. Nitrogen and Phosphorus in the Finnish Energy System, 1900-2003. *Journal of industrial ecology* 11 (1): ss. 103-119.
- Salo, H. ja Sundell, P. 1996. Kalanviljelyn vesistövaikutukset ja niiden vähentäminen. Suomen Kalankasvattajaliitto ry.
- Santala, E., Etelämäki, L. ja Santala, O. 2006. Yhdyskuntien jätevesien puhdistus 2004. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 13/2006.
- Schlesinger, W. 1997. Biogeochemistry: An analysis of global change. Academic Press.
- Schmidt-Bleek, F. 1994. Wie erreichen wir eine zukunftsfähige wirtschaft. Wuppertal papers 24.
- Schorr, D. 2004. Healthy fisheries, sustainable trade: crafting new rules on fishing subsidies in the World Trade organization. WWF.
- Schulze, P. 2002. I= PBAT. *Ecological economics* 40 (2): s. 149-150.
- Seppälä, J., Silvenius, F., Grönroos, J., Mäkinen, T., Silvo, K. ja Storhammar, E. 2001. Kirjoloheen tuotanto ja ympäristö. Suomen ympäristö 529.
- Sidhu, K. 2003. Health benefits and potential risks related to consumption of fish or fish oil. *Regulatory toxicology and pharmacology* 38 (3): ss. 336-344.
- Silvenius, F. 2000. Kalankasvatus ja ympäristö. Kalankasvatuksen prosessikuvaus. Kala- ja riistaraportteja 198.
- STKL. 2008.
<http://www.stkl-fpf.fi/user_nf/default.asp?root_id=6656&ala_id=7079&site=1>
Luettu 28.2.2008.
- STKL. 2008. Suomen turkistilat ja turkistuotanto vuosina 1977-2006. <<http://www.stkl-fpf.fi/files/Tuottajat07.pdf>> Luettu 28.2.2008.
- Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: Natural Flows and Human Interferences. *Annual Review of Energy and Environment* 25: ss. 53-88.
- SYKE. 2007. Kalankasvatuksen kuormitustilastot 1989-2006.

- Tamminen, T. ja Andersen, T. 2007. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 340: ss. 121-138.
- Tiessen, H. 1995. Phosphorus in the Global Environment. SCOPE Publications 54: ss. 1-6.
- Tike. 2008.
<http://www.mmmtike.fi/fi/index/tiedotteet/2007/070704_tiken_ravintotase_2006.html> Luettu 28.1.2008.
- Tilastokeskus. 2007. <<http://www.stat.fi/til/index.html>> Luettu 22.11.2007.
- TripleNine. <<http://www.999.dk/filer/999%20con-kix.583634259354331.pdf>> Luettu 10.1. 2008.
- Udo de Haes, H. 2002. Industrial ecology and life cycle assessment. Luku 12: Ayres, R. ja Ayres L. (toim.): *Handbook of Industrial Ecology*. Edward Elgar Publishers.
- UNPD. 2002. World Population Prospects: The 2002 Revision. United Nations Population Division.
- Vahtera, E. 2007. The role of phosphorus as a regulator of bloom-forming diazotrophic cyanobacteria in the Baltic Sea. Finnish Institute of Marine Research – Contributions No. 13.
- Vielma, J., Mäkinen, T. ja Koskela, J. 2000. Influence of dietary soy and phytase levels on performance and body composition of large rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and algal availability of phosphorus load. *Aquaculture* 183 (3-4): ss 349-362.
- Vitousek, P., Aber J., Howarth R., Likens, G., Matson, P., Schindler, D., Schlesinger, W. ja Tilman, T. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications* 7: ss. 737-750.
- van der Voet, E. 1995. Substance flows through the economy and environment of a region. *Environmental Science and Pollution research*, 2 (3): ss. 89-96.
- van der Voet, E. 2001. SFA methodology. Luku 9: Ayres, R.U. ja Ayres L. (toim.): *Handbook of Industrial Ecology*. Edward Elgar Publishers.
- Waggoner, P. ja Ausubel, J. 2002. A framework for sustainability science: A renovated IPAT identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99 (12): ss. 7860–7865.
- Watson, R. ja Pauly, D. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414: ss. 534-536.
- Wetzel, R. 2001. Limnology. Lake and river ecosystems. Academic Press.
- York, R., Rosa, E. ja Dietz, T. 2003. STIRPAT, IPAT and ImPACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts. *Ecological economics* 46 (3): ss. 351-365.

LIITE 1.

Itämeren valuma-alue (HELCOM 2004).



LIITE 2.

Merialueen ammattikalastuksen saalis vuosina 1991–2006, 1000 kg.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Silakka	51 546	72 170	77 353	97 673	94 612	93 338	90 334	85 545	82 237	80 697	81 916	75 580	63 358	70 552	66 457	79 433
Kilohaili	99	892	205	497	4 104	14 351	19 851	27 014	18 886	23 134	15 742	17 245	8 949	16 576	17 883	19 013
Turska	1 663	462	203	520	1 852	3 132	1 536	1 034	1 569	1 817	1 716	1 014	1 163	885	283	670
Kampela	75	64	84	78	89	99	86	80	83	81	130	77	42	37	27	25
Hauki	228	195	201	199	174	232	264	264	278	250	229	259	254	243	216	229
Muikku	89	72	81	62	92	86	73	91	101	96	98	77	115	130	151	164
Siika	1 545	1 304	1 207	1 104	1 161	1 280	1 157	1 425	1 246	1 176	882	811	805	825	765	690
Lohi	1 935	1 884	1 618	1 049	1 160	975	1 051	720	612	591	444	441	343	505	461	309
Meritaimen	233	234	220	116	128	152	141	122	103	113	92	72	55	53	66	65
Kirjolohi	36	43	30	20	47	41	42	60	21	18	69	21	9	7	17	9
Kuore	1 402	510	885	666	981	1 252	927	640	761	340	460	590	425	330	193	160
Lahna	163	133	122	124	100	102	147	123	114	110	211	172	153	146	134	177
Säyne	11	15	12	12	19	22	21	22	18	28	31	25	31	26	23	21
Särki	74	75	66	59	113	107	206	143	143	151	198	239	360	179	217	186
Made	165	165	170	149	97	111	127	122	129	112	104	97	77	69	42	53
Ahven	456	497	524	485	663	546	759	848	821	782	803	885	984	757	860	900
Kuha	331	274	376	474	532	594	748	491	438	450	412	607	732	546	440	468
Muut	196	148	206	134	171	178	148	82	145	95	129	180	220	134	76	54
Yhteensä	60 247	79 137	83 563	103 421	106 095	116 600	117 619	118 825	107 704	110 041	103 666	98 392	78 077	92 001	88 313	102 627